



**Dulce Maria da Conceição Malcata dos Reis  
Moreira**

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

**Caracterização dos padrões de mortalidade  
e identificação dos pontos negros de  
mortalidade da fauna na A21**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do  
Ambiente, Perfil de Gestão e Sistemas Ambientais

Orientador: Prof. Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues,  
Professora Auxiliar, FCT/UNL

Coorientador: Graça Maria Dias Garcia, Infraestruturas de  
Portugal

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues  
Arguente: Prof. Doutora Maria Luísa Faria de Castro e Lemos  
Vogal: Prof. Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues



FACULDADE DE  
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

dezembro de 2015



**Caracterização dos padrões de mortalidade e identificação dos pontos negros de mortalidade da fauna na A21**

Copyright © Dulce Maria da Conceição Malcata dos Reis Moreira, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.



## **AGRADECIMENTOS**

À minha orientadora, a Professora Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues, pelo apoio, paciência e ensinamentos.

À minha coorientadora, a Doutora Graça Maria Dias Garcia, por me ter dado a oportunidade de participar neste projeto. Pela paciência e pelos conhecimentos, comentários e sugestões transmitidos ao longo do desenvolvimento desta dissertação.

À Infraestruturas de Portugal, por me ter dado a oportunidade de experimentar o mundo do trabalho através do estágio.

Aos colegas de faculdade que fizeram esta caminhada comigo, em especial, à Vanessa Nunes, pela leitura atenta, pelos comentários e críticas sugestivas. Pela ajuda no Excel e formatação. Pelos momentos de companhia e descontração.

À minha irmã, Beatriz Moreira, pelas boleias diárias, apoio constante e incondicional.

À minha família, obrigada por estarem presentes em todos os momentos importantes.

À FCT por me ter proporcionado experiências académicas importantes para a minha formação como pessoa.

Agradecimento à Direção Geral do Território pela disponibilização da COS2007.



## RESUMO

A monitorização da mortalidade da fauna nas estradas tem vindo a receber mais atenção no decorrer dos anos sendo uma temática em que ainda existe potencial para investigação assim como de propostas para medidas de mitigação.

Em Portugal, os estudos mais desenvolvidos são geralmente realizados por concessionárias como a Infraestruturas de Portugal, a Brisa entre outras.

Reconhece-se a importância desta temática devido aos impactes negativos a nível ecológico e ambiental resultantes da expansão da rede viária. Um fator agravante é a fraca sensibilidade dos condutores para a presença de animais na estrada e problemas devido às características da estrada.

Existem espécies que são atraídas para a estrada para se alimentarem da vegetação envolvente ou de cadáveres de outros animais, para realizarem a termorregulação ou por simplesmente precisarem de atravessar a estrada regularmente sendo por isso mais propícias a serem atingidas por veículos. A presença de animais na estrada pode acarretar riscos de acidentes assim como perdas humanas e financeiras.

Deste modo, as concessionárias implementam estudos de monitorização da mortalidade da fauna nas estradas para perceberem os locais com maior número de atropelamentos, quais as espécies mais afetadas e assim conseguirem introduzir medidas de minimização que podem ser desde vedações a passagens próprias para a fauna.

O objetivo deste trabalho consistiu na caracterização dos padrões de mortalidade e identificação dos pontos negros de mortalidade da fauna na autoestrada nº 21 (A21), bem como a sua relação com o habitat envolvente.

Conclui-se que os animais mais afetados são os coelhos seguindo-se as cobras e as corujas e mochos. Através do *buffer* do habitat envolvente e do teste estatístico de Spearman não se conseguiu provar a influência do habitat envolvente sobre a mortalidade. Finalmente, foram propostas algumas medidas de minimização para os pontos negros identificados.

**Palavras-chave:** *Mortalidade da fauna nas estradas, fauna silvestre, pontos negros, medidas de minimização, estruturas de passagem para a fauna.*





## ABSTRACT

Monitoring wildlife road mortality has received attention over the years, however, there is still a need for more investigation work.

In Portugal, the most advanced studies are usually carried out by companies such as Infraestruturas de Portugal, Brisa among others.

This is a very important issue due to the negative ecological and environmental impacts resulting from the expansion of the road network. An aggravating factor is the low sensitivity of the drivers to the presence of animals on the road and problems due to road features.

There are species that are attracted to the road to feed on the nearby vegetation or on corpses of other animals, to perform thermoregulation or simply they need to cross the road regularly are therefore more likely to be hit by vehicles. The presence of animals on the road can cause injury hazards as well as human and financial losses.

Thus, companies implement wildlife mortality monitoring studies on the roads so as to find the places with the highest number of accidents, which are the most affected species and then implement mitigation measures that can range from fencing to the building of passages for wildlife. The objective of this study consists in the characterization of mortality patterns and identification of black spots of wildlife mortality on highway 21 (A21), as well as their relation with the surrounding habitat.

It was concluded that the most affected animals are rabbits followed by snakes and owls. The statistical Spearman test failed to prove the influence of the surrounding habitat on mortality. Finally, some mitigation measures are proposed for detected black spots.

**Keywords:** *Roadkill* , wildlife, *hot spots*, mitigation measures, crossing structures for wildlife.



ÍNDICE	
AGRADECIMENTOS .....	v
RESUMO .....	vii
ABSTRACT .....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS .....	xiii
ÍNDICE DE TABELAS .....	1
LISTA DE ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS .....	xv
1. Introdução .....	1
1.1 Enquadramento .....	1
1.2 Fatores que justificam a escolha do tema .....	1
1.3 Objetivos .....	2
1.4 Estrutura e organização da tese .....	2
2. Enquadramento teórico .....	5
2.1 Âmbito da revisão .....	5
2.2 Caracterização geral .....	5
2.2.1 Mamíferos .....	5
2.2.2 Aves .....	9
2.2.3 Répteis .....	10
2.2.4 Anfíbios .....	11
2.3. Breve descrição da fauna mais afetada na A21 .....	12
2.3.1 Coelhos .....	12
2.3.2 Cobras .....	14
2.3.3 Corujas e mochos (Aves de rapina noturnas) .....	15
2.4 Medidas de Minimização da Mortalidade da Fauna .....	16
3. Metodologia .....	19
3.1 Área de estudo .....	19
3.2 Recolha de dados .....	21
3.3 Análise dos dados .....	23
4. Resultados .....	27
4.1 Espécies mais afetadas por grupo faunístico .....	27
4.1.1 Mamíferos .....	27
4.1.2 Aves .....	28
4.1.3 Répteis .....	29
4.1.4 Anfíbios .....	29
4.2 Pontos negros .....	31
4.3 Relação entre a mortalidade e os habitats envolventes .....	32
4.4 Variação do Tráfego Médio Diário Anual .....	36
4.5. Taxa de mortalidade (Ind/km/ano) .....	37
4.6 Análise temporal .....	37
4.6.1 Coelhos .....	38
4.6.2 Cobras .....	38
4.6.3 Corujas e mochos .....	39

5. Conclusões .....	41
Referências Bibliográficas .....	45
Anexo I.....	49
Anexo II.....	65

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1 - Localização geográfica da A21.....	19
Figura 3.2 - Localização das vias de ligação à A21.....	20
Figura 3.3 - Visualização dos registos de mortalidade no SIG.....	22
Figura 3.4 - Exemplo de buffer realizado para os segmentos 12, 13 e 14.....	24
Figura 3.5 - Exemplo do uso do solo no <i>buffer</i> do segmento 1-2 .....	24
Figura 4.1 - Atropelamentos por grupo faunístico.....	27
Figura 4.2 – Número de atropelamentos referentes a vários grupos dentro da classe dos mamíferos.....	28
Figura 4.3 - Número de atropelamentos referentes a vários grupos dentro da classe das Aves.....	28
Figura 4.4 - Número de atropelamentos referentes a vários grupos dentro da classe dos Répteis.....	29
Figura 4.5 - Número de atropelamentos referentes a vários grupos dentro da classe dos Anfíbios.....	29
Figura 4.6 - Mortalidade de fauna na A21, por grupo faunístico.....	30
Figura 4.7- Distribuição espacial da fauna morta por grupo.....	30
Figura 4.8- Número de atropelamentos por segmento ( a laranja os segmentos considerados pontos negros através da análise de Poisson).....	31
Figura 4.9 - Número de atropelamentos de coelhos por segmento (a laranja os segmentos considerados pontos negros através da análise Poisson).....	31
Figura 4.10 - Número de atropelamentos de cobras por segmento (a laranja os segmentos considerados pontos negros através da análise de Poisson).....	32
Figura 4.11 - Número de atropelamentos de aves de rapina noturnas por segmento (a laranja os segmentos considerados pontos negros através da análise Poisson).....	32
Figura 4.12 - Mapa gerado para a caracterização e quantificação dos usos do solo na autoestrada A21 com base na Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 - COS2007 (nível 2).....	33
Figura 4.13 - Variação do número médio de veículos diário anual (TMDA) e do número de mortes por atropelamento, ao longo da A21.....	34
Figura 4.14 - Variação temporal da mortalidade de Coelhos.....	38
Figura 4.15 - Variação temporal da mortalidade de Cobras.....	38
Figura 4.16 - Variação temporal da mortalidade de Corujas e mochos.....	39



## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 3.1 - Legenda dos Biótopos existentes na A21 com base na COS2007 (nível 2) e sua conversão para a nova legenda .....	25
Tabela 4.1 - Habitats predominantes nos pontos críticos de atropelamentos, total e por grupo faunístico.....	34
Tabela 4.2 - Valores de significância obtidos no teste estatístico de correlação de Spearman para todos os animais atropelados (Total) e para os coelhos (Coelhos).....	35
Tabela 4.3 -Taxa de mortalidade (Ind/km/ano).....	37





## **LISTA DE ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS**

EP - Estradas de Portugal

IP - Infraestruturas de Portugal

MADRP - Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas

PA- Passagem agrícola

PH- Passagem Hidráulica

PI- Passagem Inferior

PS- Passagem Superior

SNIRTH - Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

SPEA - Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves

TMDA - Tráfego Médio Diário Anual

UMIA - Unidades Móveis de Intervenção e Apoio



# **1. Introdução**

## **1.1 Enquadramento**

As estradas e o tráfego de veículos são responsáveis por vários impactos negativos a nível ecológico e ambiental. A crescente expansão da rede viária acarreta pressões sobre os habitats, tais como a sua destruição, deterioração, fragmentação, declínio e redução da variedade genética das populações de seres vivos (Niemi *et al.*, 2014). Deste modo, são implementados programas de monitorização para avaliarem esses impactes.

Os componentes abióticos do ecossistema afetados pelas estradas são a hidrologia, os mecanismos de sedimentos e transporte de detritos, a qualidade da água e do ar, o microclima, o ruído, os ventos dominantes, a vegetação circundante (Fomer *et al.*, 1998 in Coffin, 2007), a luminosidade e os padrões de declive (caso das aves) (Pons, 2000). Em relação aos componentes bióticos afetados diretamente ou indiretamente pelas estradas salienta-se as populações de animais e plantas devido à fragmentação, perda de habitat, intensidade do tráfego e dispersão de espécies nativas e não nativas (Coffin, 2007).

Para algumas espécies, a conversão de uma pequena parte do seu habitat em estrada pode não ter uma influência significativa, mas para outras pode ter consequências devastadoras, como é o caso de pequenos animais ou aqueles que necessitem de atravessar regularmente estradas, por se tornarem mais propensos a serem atingidos por um veículo (Fomer *et al.*, 1998 in Coffin, 2007).

Outro fator negativo relacionado com as estradas é o efeito barreira: os animais ficam retidos de um dos lados da estrada não atravessando a mesma por motivos físicos (vedações) ou comportamentais (afugentamento), causando o isolamento genético das populações (Garcia, com. pess.).

## **1.2 Fatores que justificam a escolha do tema**

As estradas e o tráfego são responsáveis por vários impactes negativos a nível ecológico e ambiental (Garcia, 2015).

Há mais de 70 anos que se estuda a mortalidade de animais silvestres nas estradas, mas a maioria desses estudos dá pouca relevância ao tempo de permanência da carcaça nas estradas. Por este motivo os números reais de atropelamentos são sobrestimados, especialmente de animais pequenos que são removidos ao fim de algumas horas pelo tráfego, pelas condições meteorológicas ou por outros animais que se alimentam das suas carcaças (Ratton *et al.*, 2014)

Outro estudo revelou que animais menos carismáticos são mais propensos a atropelamentos, como revelou uma experiência decorrida no Brasil, no âmbito da qual foram colocadas folhas de árvore (controle), aranhas, serpentes e pintos de plástico em três estradas e contabilizados os animais mais

atingidos. Concluiu-se que as serpentes foram mais atingidas e que havia intenção da parte do condutor em atingir estes animais (Mesquita *et al.*, 2015).

A Infraestruturas de Portugal (IP), ciente dos impactes que as estradas induzem na fauna, iniciou um Programa de Monitorização da Mortalidade da Fauna. No último ano – 2014 - só na rede viária sob a sua gestão, que corresponde a 13787 km, foram registados 2928 atropelamentos (Garcia, 2014).

### **1.3 Objetivos**

No âmbito deste trabalho e de um estágio que contribui para a tese pretende-se realizar a caracterização dos padrões de mortalidade e identificar os pontos negros de mortalidade da fauna na autoestrada nº 21 (A21), bem como a sua relação com o habitat envolvente.

Deste modo as tarefas a desenvolver para se alcançar estes objetivos são:

- Validar a qualidade dos dados registados na base de dados do IP;
- Caracterizar os padrões espaciais e temporais de mortalidade;
- Caracterizar a área de estudo em função das variáveis que podem influenciar a mortalidade (habitats, características físicas da estrada, orografia do terreno, vedações, barreiras físicas, passagens inferiores, superiores ou hidráulicas, etc);
- Identificar os locais onde a probabilidade de atropelamento é maior (pontos negros) para vários grupos de animais ou para um grupo específico.
- Analisar a possível correlação entre os pontos negros e a proporção de habitats.
- Propor medidas de minimização da mortalidade.

### **1.4 Estrutura e organização da tese**

Este trabalho encontra-se estruturado com base em cinco capítulos principais e uma secção de anexos. Os capítulos traduzem o núcleo fulcral da investigação, encontrando-se nos anexos a informação complementar ao desenvolvimento do presente estudo.

Em síntese, a dissertação está estruturada da seguinte forma:

Capítulo 1 – o trabalho de investigação é introduzido, sendo apresentados as razões que justificam o tema, os objetivos e a organização da dissertação;

Capítulo 2 – é feita a revisão da literatura sobre o tema, com a caracterização do mesmo;

Capítulo 3 – é apresentada a área de estudo e a metodologia utilizada na elaboração da dissertação;

Capítulos 4 – são enumerados os principais resultados do trabalho desenvolvido;

Capítulo 5 – é realizada a discussão e apresentadas as principais conclusões desta dissertação e as perspetivas de desenvolvimentos futuros;

Anexos – são apresentados os elementos de suporte ao trabalho, nomeadamente a caracterização do habitat envolvente para cada segmento de 1000m através do software ArcGis 10.1, material fotográfico da autoestrada e caracterização dos biótopos existentes.



## **2. Enquadramento teórico**

### **2.1 Âmbito da revisão**

Neste capítulo apresenta-se a revisão da literatura realizada no âmbito da presente dissertação, de forma a enquadrar as matérias mais relevantes e subjacentes ao tema em análise. Esta revisão foi estruturada de forma a primeiro serem apresentadas as matérias transversais ao objeto de estudo, de um modo geral quais as classes mais afetadas e que tipo de medidas existem para a sua mitigação, numa segunda parte há a referência das espécies mais afetadas na autoestrada do presente trabalho e por último as medidas de mitigação e diminuição da mortalidade da fauna mais utilizadas nas estradas.

### **2.2 Caracterização geral**

Os conflitos entre a vida silvestre e os interesses humanos têm vindo a aumentar nas últimas décadas devido ao crescimento populacional e na resultante expansão de pressões antropogénicas sobre os habitats naturais. Uma área de particular preocupação é a colisão de animais silvestres com veículos, que podem acarretar perdas humanas e monetárias assim como altas taxas de mortalidade dos animais (Glista *et al.*, 2007).

As taxas de mortalidade nas estradas dependem do tráfego, da velocidade dos veículos, características da estrada que afetam a visibilidade do veículo para com o animal e vice-versa e a capacidade de escapar a veículos em movimento (Loughry *et al.*, 1996 e Aresco, 2005 in Beckmann *et al.*, 2015).

A deteção das carcaças nas estradas pelos investigadores depende do tempo de persistência, da remoção por predadores ou a recolocação ou destruição pela passagem dos veículos (Flint, 1926; Hodson *et al.*, 1965; Underhill *et al.*, 2000; Brzezinski *et al.*, 2012; Hubbard *et al.*, 2012 in Beckmann *et al.*, 2015).

Este capítulo tem o objetivo de compilar a informação disponível para as várias classes afetadas a nível mundial, assim como para as espécies mais afetadas na autoestrada A21 e o que existe de medidas de mitigação.

#### **2.2.1 Mamíferos**

As estradas são infraestruturas reconhecidas nos países desenvolvidos como geradoras de vastos efeitos sobre o ambiente. Desses vários efeitos, alguns recebem mais atenção que outros, é o caso da fragmentação territorial da população de vertebrados (Mata *et al.*, 2005).

As secções de estruturas lineares na paisagem podem gerar a divisão de populações através do efeito barreira e podem torná-las mais ou menos isoladas em sub-populações comprometendo a sua

conservação (Bennet, 1991; Mader, 1984; Trombulan *et al.*, 2000; Forman *et al.*, 2003 in Mata *et al.*, 2005).

Apesar da mortalidade nas estradas ser o efeito mais visível, pouco se sabe sobre o impacto do efeito barreira causado pela estrada (McLellan *et al.*, 1988; Lovallo *et al.*, 1996; Whittington *et al.*, 2004; Alexander *et al.*, 2005; Blanco *et al.*, 2005; Jaeger *et al.*, 2005 in Grilo *et al.*, 2008). Existem algumas evidências em espécies de mamíferos como o carneiro-selvagem (*Ovis canadensis nelsoni*), o lince-pardo (*Lynx rufus*), e o coiote (*Canis latrans*), que são afetadas devido ao bloqueio de movimento de indivíduos entre ambos os lados da estrada, isto é, na capacidade de reprodução e perda de diversidade genética (Epps *et al.*, 2005; Riley *et al.*, 2006; Strasburg, 2006 in Grilo *et al.*, 2009).

Estes impactos geram sérias preocupações sobre a estabilidade e sustentabilidade das populações de fauna em habitats atravessados por estradas (Lodé, 2000; Ramp *et al.*, 2005 in Grilo *et al.*, 2009).

Estradas com intenso tráfego automóvel geralmente têm vedações para impedir a entrada de animais e diminuir o risco de colisão de animais de médio e grande porte (Conover *et al.*, 1995; Groot *et al.*, 1996; Romin *et al.*, 1996 in Mata *et al.*, 2005). A colocação de vedações é a uma medida com relativo sucesso (Ludwig *et al.*, 1983; Putman, 1997 in Mata *et al.*, 2005), mas reforça o efeito barreira para as populações. Geralmente os animais de médio e grande porte são forçados a procurarem passagem ao longo da estrada (Keller *et al.*, 1997; Rossel *et al.*, 1999; McGuire *et al.*, 2000 in Mata *et al.*, 2005).

Contudo, existem espécies que têm a capacidade de subir ou saltar e para estas espécies este tipo de vedações não se torna um obstáculo (Klar *et al.*, 2007). Deste modo, foram criadas vedações mais apropriadas para esse efeito (Rodriguez *et al.*, 1997; Gloyne *et al.*, 2001; Cain *et al.*, 2003 in Klar *et al.*, 2007), vedações reforçadas para tentar evitar a entrada destes animais na estrada (Garcia, 2015).

As vedações são uma temática controversa porque sem estruturas alternativas de passagem, as vedações aumentam o efeito barreira (Jaeger *et al.*, 2004 in Klar *et al.*, 2007).

Em muitos países, as agências de tráfego são obrigadas a implementar medidas para contrabalançar os efeitos negativos que as estradas têm sobre o ambiente. Na União Europeia, a Diretiva dos Habitats Europeus proíbe a morte intencional e legisla medidas de conservação para que as mortes acidentais não tenham um efeito negativo significativo sobre as espécies listadas no anexo IV (Council of Europe, 1992 in Klar *et al.*, 2007).

Os estudos que envolvem o atropelamento de mamíferos centram-se em alces (*Alces alces*) e veados (*Cervus elaphus*) (Reed *et al.*, 1979; Woods, 1990; Lavsund *et al.*, 1991 in Clevenger *et al.*, 2003) e estão bem documentados na América do Norte (Hansen, 1983; Conover *et al.*, 1995; Romin *et al.*, 1996; Hubard *et al.*, 2000; Joyce *et al.*, 2001; Biggs *et al.*, 2004 in Grilo *et al.*, 2008) e na Europa (Bruinderink *et al.*, 1996; Seiler, 2005 in Grilo *et al.*, 2009) existindo menos informação para a fauna com dimensões inferiores (Huijser and Bergers, 2000; Ramp *et al.*, 2006 in Grilo *et al.*, 2009).



É do conhecimento geral que as colisões com fauna pode causar prejuízos e mortes humanas (Williams *et al.*, 2005 in Grilo *et al.*, 2009) e este tema tornou-se cada vez mais relevante no contexto da conservação da biodiversidade. Algumas espécies de carnívoros têm sido afetadas pela expansão das vias de comunicação e transporte (Ferrerias *et al.*, 1992; Van der Zee *et al.*, 1992; Caro *et al.*, 2000; Taylor *et al.*, 2002; Forman *et al.*, 2003; Luell *et al.*, 2003 in Grilo *et al.*, 2008), no entanto não se sabe a verdadeira extensão e magnitude, ou quais as classes mais afetadas (Noss *et al.*, 1996; Ferreras *et al.*, 2001; Blanco *et al.*, 2005 in Grilo *et al.*, 2009).

A maioria dos estudos sobre a mortalidade de animais nas estradas centra-se em carnívoros e ungulados (Glista *et al.*, 2007) pelo facto de regularmente percorrerem grandes distâncias (Ng *et al.*, 2004).

Os carnívoros, em particular, são vulneráveis às colisões e ao efeito barreira devido às suas características: baixa densidade populacional, muitas vezes baixa taxa de reprodução e vasto território (Spellberg, 1998; Trombulack *et al.*, 2000; Sunquist *et al.*, 2001; Forman *et al.*, 2001 in Grilo *et al.*, 2008).

Em alguns casos, o grupo dos carnívoros tem sido identificada como uma das classes que mais contribui para a mortalidade da fauna nas estradas, caso da pantera na Flórida (Taylor *et al.*, 2002 in Grilo *et al.*, 2008), de lobos no Canadá (Paquet, 1993 in Grilo *et al.*, 2009) e do Lince-Ibérico em Espanha (Ferrerias *et al.*, 1992 in Grilo *et al.*, 2009). Em Inglaterra estima-se que mais de 40% da população de texugo-europeu morre nas estradas, em Portugal aproximadamente 10% da população de lobos ibéricos morre a sul do rio Douro (Petrucchi-Fonseca, 1990; Grilo *et al.*, 2004 in Grilo *et al.*, 2009).

Os dados focam os atropelamentos de mamíferos de grandes dimensões (Bellis *et al.*, 1971; Bashore *et al.*, 1985; Bruinderink *et al.*, 1996 in Clevenger *et al.*, 2003) e apenas alguns estudos investigam o papel da estrada e das variáveis no atropelamento da fauna de menores dimensões (Oxley *et al.*, 1974; Fahring *et al.*, 1995; Masemin *et al.*, 1998; Philcox *et al.*, 1999 in Clevenger *et al.*, 2003). Os estudos relativos ao atropelamento de grandes mamíferos demonstram que muitas espécies têm comportamento gregário, o que aumenta o risco de atropelamento (Puglisi *et al.*, 1974; Child, 1998; Hubbard *et al.*, 2000; Clevenger *et al.*, 2001; Joyce *et al.*, 2001 in Clevenger *et al.*, 2003).

Os animais colonizam habitats específicos, deste modo é expectável que o padrão espacial da paisagem desempenhe um papel importante na localização e número de atropelamentos (Forman *et al.*, 1998 in Clevenger *et al.*, 2003).

Apesar do custo de construção de estruturas que permitam o deslocamento da fauna e sua monitorização a longo prazo, as soluções mais efetivas ainda não foram encontradas porque é limitado o conhecimento sobre qual o tipo de construção de passagem com menor custo-benefício e desenho arquitetónico apelativo para a maioria das espécies silvestres (Romin *et al.*, 1996; Underhill *et al.*, 2000; Transportation Research Board, 2002 in Clevenger *et al.*, 2004).

A razão para a falta de informação disponível deve-se às poucas construções experimentais implementadas em programas de monitorização nas fases pré e pós construção. A maior parte dos resultados baseiam-se apenas na observação de atropelamentos. Estes estudos, que se limitam a reunir os dados em grupos robustos, geralmente falham ao perceber quais as necessidades dos animais silvestres que habitam a paisagem envolvente à estrada (Opdam, 1997 in Clevenger *et al.*, 2004).

O período de habituação às estruturas construídas pode levar anos dependendo da espécie, da experiência dos animais e da sua capacidade de aprender a ajustar-se a novas situações com comportamentos adequados (Clevenger *et al.*, 2002 in Clevenger *et al.*, 2004). A monitorização a curto prazo tem sido, no geral, insuficiente e traduz-se, muitas vezes, em conclusões precipitadas (Forman *et al.*, 2003 in Clevenger *et al.*, 2004).

Note-se que é importante considerar as características do habitat na envolvente das passagens, ou seja, a cobertura vegetal, a distância a árvores e o nível de perturbação humana, parâmetros que se podem revelar determinantes no uso das passagens pelos animais (Rodríguez *et al.*, 1997; Malo *et al.*, 2004 in Mata *et al.*, 2005).

O pavimento das passagens também é relevante. Por exemplo, os anfíbios preferem túneis com o fundo revestido por solo (Lesbarrères *et al.*, 2004; Woltz *et al.* 2008 in Nieme *et al.*, 2014), assim como a presença de água no pavimento pode reduzir o uso destas estruturas por outras espécies (Serronha *et al.*, 2013 in Nieme *et al.*, 2014).

Muitos estudos sobre as estruturas de passagem analisam apenas uma espécie, não prestando atenção à pluralidade de espécies existentes na comunidade. Deste modo, o aparente sucesso de programas de monitorização falha nas espécies que não são o alvo (Clevenger *et al.*, 2004), o que pode mascarar os efeitos e esconder variáveis que não foram consideradas no estudo (Underwood, 1997 in Clevenger *et al.*, 2004).

Muitos grupos de vertebrados são conhecidos por utilizarem passagens apesar de algumas espécies ou grupos serem mais exigentes do que outros quanto às suas características (Hunt *et al.*, 1987; Yanes *et al.*, 1995; Rodríguez *et al.*, 1996; Veenbaas *et al.*, 1999; Lesbarrères *et al.*, 2004; Ng *et al.*, 2004 in Nieme *et al.*, 2014).

Pequenos mamíferos preferem atravessar estruturas de pequena dimensão (Rodríguez *et al.*, 1996; McDonald *et al.*, 2004 in Nieme *et al.*, 2014), enquanto que os mamíferos de grande porte, como veados (*Capreolus capreolus*) ou javalis selvagens (*Sus scrofa*), evitam passagens estreitas (Mata *et al.*, 2008 in Nieme *et al.*, 2014). Certos mamíferos de porte médio como carnívoros também preferem passagens mais largas (Grilo *et al.*, 2008 in Nieme *et al.*, 2014).

As linhas de águas são potenciais pontos de passagem, as suas margens são conhecidas como corredores naturais (Hector *et al.*, 2000 in Nieme *et al.*, 2014) para animais semi-aquáticos e mamíferos e são geralmente preservadas mesmo em ambientes urbanos (Nieme *et al.*, 2014).

Deste modo, os segmentos perto das linhas de água são pontos de mortalidade de animais semi-aquáticos, como a lontra (*Lutra lutra*) (Philcox *et al.*, 1999; Guter *et al.*, 2005 in Nieme *et al.*, 2014) e mamíferos, o cão-guaxim (*Nyctereutes procyonoides*) (Saeki *et al.*, 2004 in Nieme *et al.*, 2014), o veado-de-cauda branca (*Odocoileus virginianus*) (Finder *et al.*, 1999; Hubbard *et al.*, 2000 in Nieme *et al.*, 2014) e vertebrados de pequeno e médio porte (Nieme *et al.*, 2007 in Nieme *et al.*, 2014).

A maioria dos mamíferos tem mobilidade elevada, percorrem extensas áreas no seu habitat, o que aumenta o risco de atropelamento. Usualmente atravessam as estradas, o que os torna alvo de encontro com veículos e o consequente atropelamento (Woods *et al.*, 1996; Clarke *et al.*, 1998 in Cáceres, 2010).

### 2.2.2 Aves

O desenvolvimento urbano implica impactes na avifauna (Beissinger *et al.*, 1982; Blair, 1996; Marzluff, 2001; Crooks *et al.*, 2004; Clergeau *et al.*, 2006; McKinney, 2006; Palomino *et al.*, 2006 in Palomino *et al.*, 2007). Alguns desses impactos negativos relacionados com a expansão da rede viária nesta classe são as altas taxas de mortalidade resultantes das colisões com os veículos (Mumme *et al.*, 2000 in Palomino *et al.*, 2007), a alteração dos padrões de reprodução devido ao ruído constante (Reijnen *et al.*, 1995; Kuitunen *et al.*, 1998; Peris *et al.*, 2004 in Palomino *et al.*, 2007) e ao efeito barreira que provoca alterações na normal movimentação das aves (Bélisle *et al.*, 2001 in Palomino *et al.*, 2007).

O impacto que cada estrada tem no habitat envolvente pode variar em importância dependendo do tipo de habitat perturbado e das características da estrada (Forman *et al.*, 2002; Reijnen *et al.*, 1996 in Palomino *et al.*, 2007). A distância de perturbação também varia consoante as características ecológicas dos organismos e níveis de tolerância a perturbações (Findlay *et al.*, 1997; Sauvajot *et al.*, 1998 in Palomino *et al.*, 2007).

Alguns estudos relacionam as colisões com veículos como a principal causa no declínio de populações de mochos em zonas rurais, exemplo da coruja-das-torres (*Tyto alba*) (Fajardo, 2001; Meek *et al.*, 2003; Ramsden, 2003 in Orłowski, 2008) e do mocho-galego (*Athene noctua*) (Hernandez, 1988 in Orłowski, 2008).

A análise de trabalhos dedicados à mortalidade de aves nas estradas europeias nas últimas décadas revela a relação entre as características do habitat e da paisagem, parâmetros das estradas como o tráfego e a presença de sebes e árvores. Segundo Erritzoe *et al.*, (2003) in Orłowski (2008) a maior parte destes trabalhos foi realizada há décadas e deste modo está desatualizada, apenas cobrem secções de estrada com volume idêntico de tráfego e os resultados estão reduzidos à lista de espécies e número de vítimas, não focando variáveis como habitat envolvente ou características da estrada (Erritzoe *et al.*, 2003 in Orłowski, 2008).

Muitos estudos propõem diferentes soluções para prevenir as colisões entre as aves e os veículos (Erritzoe *et al.*, 2003 in Orłowski, 2008). Alguns sugerem a plantação de sebes espinhosas e

corredores de árvores altas (>3m) e espaçadas assim como a construção de taludes altos, o que forçaria as aves a voarem mais alto (Institut für Naturschutz and Tierökologie, 1977 e Pons, 2000 in Orłowski, 2008) o que diminuiria o perigo de colisão com os veículos.

Outros autores recomendam a criação de poleiros especiais perto das estradas (Hernandez, 1988 in Orłowski, 2008) e até mesmo a remoção de todas as árvores e arbustos ao longo das bermas, sendo esta última solução muito controversa (Erritzoe *et al.*, 2003 in Orłowski, 2008).

Por outro lado, dois autores Baudvin (2004) e Ramsden (2003) in Orłowski (2008) afirmam que para a conservação das aves de rapina e mochos em vez de bermas abertas e o corte periódico de vegetação perto das estradas, as bermas deveriam ser cobertas com vegetação arbustiva permanente. Esta mudança de habitat faria diminuir a disponibilidade de roedores e subsequentemente diminuiria o número de predadores perto das estradas (Baudvin, 2004 in Orłowski, 2008).

A vegetação na envolvente da estrada desempenha um papel importante para as aves, é utilizada para a reprodução, procura de alimento, como zona de descanso (Paruk, 1990, Meunier *et al.*, 1999 e Erritzoe *et al.*, 2003 in Orłowski, 2008) e movimentação (Fajardo *et al.*, 1998: Meunier *et al.*, 2000 e Ramsden, 2003 in Gomes, 2008) mas a sua presença pode atuar como uma armadilha ecológica (Orłowski, 2008).

Existe pouca informação sobre a mortalidade de aves de rapina noturnas nas estradas em especial sobre quais os fatores de influência (Fajardo, 2001; Gragera *et al.*, 1992; Hernandez, 1988; Muntaner *et al.*, 1996 in Gomes *et al.*, 2008).

As aves de rapina noturnas têm características específicas em relação às outras aves, possuem táticas de caça que diferem dos outros predadores, padrões de dispersão de juvenis associados às estruturas da paisagem (Shawyer, 1987 in Gomes *et al.*, 2008), quase toda a sua atividade é noturna o que faz reduzir a sua eficiência energética, isto é, não podem utilizar as correntes de ar quente como as aves de rapina diurnas fazem (Mikkola, 1993 in Gomes *et al.*, 2008).

Para se considerarem medidas eficazes na mitigação dos atropelamentos é necessário perceber quais são os fatores determinantes e identificar a sua influência (Clevenger *et al.*, 2003 in Gomes *et al.*, 2008).

Como não é viável a nível financeiro para os governos a criação de estratégias que previnam os atropelamentos na totalidade da extensão das estradas é necessário escolher localizações onde a aplicação destas medidas seja mais efetiva e eficiente (Gomes *et al.*, 2008).

### **2.2.3 Répteis**

O atropelamento de animais silvestres nas estradas ocorre a nível mundial e muitas vezes os condutores não se apercebem da sua presença até ao momento em que os atropelam. Por outro

lado, existe também a intenção de matar certas espécies de animais que despertam medo e ressentimento da parte das pessoas (Bonnet *et al.*, 1998). As cobras são identificadas em vários processos de conservação como vítimas intencionais (Dodd, 1987 in Bonnet *et al.*, 1998) de atropelamentos.

Os répteis e os anfíbios são mais vulneráveis a atropelamentos por serem organismos de movimentos lentos que geralmente têm de aceder a habitats variados para completarem os seus ciclos de vida (Hels *et al.*, 2001; Steen *et al.*, 2006; Roe *et al.*, 2007 in Woltz *et al.*, 2008).

As melhores estruturas de passagem para répteis e anfíbios são a combinação de um sistema de vedações com passagens inferiores (Dood *et al.*, 2004; Aresco, 2005 in Woltz *et al.*, 2008).

Existem poucos estudos sobre a mortalidade de répteis nas estradas, a nível mundial centram-se em algumas espécies como as cobras, como é o caso por exemplo, de um estudo em Ontário no Canadá sobre os efeitos demográficos do atropelamento de *Elaphe obsoleta* (Row *et al.*, 2007).

Os animais ectotérmicos como as cobras e tartarugas são mais ativas em dias quentes na América do Norte, quanto mais elevada for a temperatura isso traduz-se no aumento de mortes destas classes (Shepard *et al.*, 2008 in Farmer *et al.*, 2012). O mesmo acontece nos répteis (Shepard *et al.*, 2008 in Farmer *et al.*, 2012) e anfíbios (Clevenger *et al.*, 2003; Mazerolle, 2004 in Farmer *et al.*, 2012)

#### **2.2.4 Anfíbios**

O declínio da população mundial de anfíbios têm recebido muita atenção na última década (Blaustein *et al.*, 1994 in Hels *et al.*, 2000). Dos vários fatores que aparentam contribuir para esta causa, existe o consenso de que a atividade humana é que mais contribui para este declínio (Hels *et al.*, 2000). Este declínio está geralmente associado a algum tipo de fragmentação do habitat (Fahring *et al.*, 1995 e Vos, 1997 in Glista *et al.*, 2007). A fragmentação de um habitat e a estrutura viária, quando consideradas juntamente, têm o potencial de influenciar fortemente a dinâmica populacional dos anfíbios (Glista *et al.*, 2007).

Estes animais são mais vulneráveis do que outras espécies, principalmente anfíbios de reprodução aquática, em relação ao tráfego automóvel devido aos seus padrões de atividade, à sua estrutura populacional e à preferência por determinados habitats (Eigenbrod *et al.*, 2007) (Gahl *et al.*, 2008) podem acarretar um sério problema para uma população. Dois exemplos possíveis, se para saírem do local de hibernação tiverem que atravessar uma estrada para chegar ao local de reprodução (Hels *et al.*, 2000), (Brzeziński *et al.*, 2012) e se uma estrada atravessar o seu habitat (Hels *et al.*, 2000).

Não é habitual os estudos relacionarem o número de mortes com o tamanho da população total (Huijester *et al.*, 1997 e Mallick *et al.*, 1998 in Hels *et al.*, 2000), nem com a organização espacial da populacional (Hels *et al.*, 2000) apesar de Vos and Chardon (1998) terem demonstrado a existência de impacto negativo numa população de sapos (*Rana avardis*) devido à densidade de tráfego num lago na Holanda.

Na maioria dos estudos realizados, a metodologia envolve a contagem de animais realizada a partir de um carro a velocidade reduzida ou a pé (Hels *et al.*, 2000).

Esta metodologia assume que qualquer animal consegue ser avistado mas esta metodologia só faz sentido em animais com dimensões maiores como é o caso dos mamíferos e não para animais pequenos (Hels *et al.*, 2000), (Brzeziński *et al.*, 2012).

Em estudos sobre a mortalidade de anfíbios nas estradas, é importante estimar o tamanho da população total, a quantificação de animais pequenos deve incluir uma correção para os que não foram avistados, a velocidade dos animais, a sua atividade diurna, a intensidade do tráfego e estudar a persistência da população (Hels *et al.*, 2000).

Exemplos de estudos da mortalidade de anfíbios nas estradas a nível mundial, no Canadá em Ottawa, foram selecionados 36 lagos para se perceber como a cobertura do habitat e da estrada influenciava a mortalidade (Eigenbrod *et al.*, 2007), na Polónia em várias secções de uma estrada em Mazurian Lakeland foi estudada a mortalidade de anfíbios durante as migrações da primavera (Brzeziński *et al.*, 2012), nos Estados Unidos em Tippecanoe County no Indiana foram estudados quatro estradas de modo a se perceber a influência da meteorologia, a temporada de incidência e identificação de características na paisagem com elevada taxa de mortalidade de anfíbios (Glista *et al.*, 2007).

Exemplos de estudos de mortalidade sobre anfíbios na Península Ibérica, em Portugal no Alentejo foram identificados pontos negros de mortalidade de anfíbios para servirem de escolha para a construção de passagens inferiores (Batista, 2006 in Matos, 2011).

Geralmente estes estudos estão associados à mortalidade de vertebrados das estradas dos países respetivos como o Proyecto Provisional de Seguimiento de la Mortalidad de Vertebrados en Carretas em Espanha (Matos, 2011) e a empresas concessionárias como a IP com relatórios anuais, a Brisa, a Ascendi entre outras.

### **2.3. Breve descrição da fauna mais afetada na A21**

Ao abrigo deste Programa de monitorização, a autoestrada nº 21 (A21) foi indicada como uma das estradas mais críticas em termos de mortalidade, sendo as espécies mais afetadas os coelhos, as cobras e as aves de rapina noturnas (Garcia, 2014).

Neste contexto, apresenta-se em seguida uma breve descrição das características e hábitos destes animais.

#### **2.3.1 Coelhos**

O coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) pertence à família dos Leporídeos (Ferreira, 2003), apresentando um papel muito importante nos ecossistemas, nomeadamente na cadeia alimentar de

predadores com estatuto de espécie rara ou em perigo de extinção como é o caso do Lince-Ibérico (*Lynx pardinus*), do Lobo-ibérico (*Canis lupus*), da Águia-imperial (*Aquila adalberti*), da Águia-de-Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*), da Águia-real (*Aquila chrysaetos*) e do Bufo real (*Bubo bubo*), entre outros (Delibes, 1981; SNPRCN, 1990 in Lopes, 2012).

A conservação do coelho-bravo assume assim uma importância extrema na Península Ibérica, pela pertinência não só ecológica mas também económica que a espécie desempenha para a manutenção dos ecossistemas mediterrânicos e pelo desenvolvimento social e económico que possibilita enquanto recurso cinegético nos meios rurais (Delibes *et al.*, 1979 in Ferreira, 2003).

No entanto, nas últimas décadas, esta espécie tem vindo a sofrer uma diminuição preocupante nas suas populações. Esta diminuição deve-se ao aparecimento de epizootias, fragmentação do habitat, predação, pressão cinegética excessiva e intensificação da agricultura (Lopes, 2012).

Regularmente variam entre os 35 e os 45 cm de comprimento e têm um peso médio de 1 kg. As orelhas medem cerca de 7 centímetros, as patas traseiras são longas e podem atingir os 9 cm. A cauda é em forma de tufo e as unhas são grandes e afiadas permitindo a escavação das tocas e ajudam nas fugas rápidas (Blanco, 1998; Villafuerte, 2002 in Lopes, 2012).

Os coelhos vivem em colónias e todos os seus habitantes depositam os excrementos no mesmo local, latrinas, que são essenciais na demarcação do território. Estes animais escolhem preferencialmente habitats com urze, campos abertos e prados, matagais, orlas dos terrenos agrícolas, solos arenosos e secos, e bosques. O tipo de coelheira (sistema de túneis subterrâneos) varia com o habitat e densidade populacional (Villafuerte *et al.*, 1994 in Lopes, 2012). A toca de reprodução tem 1 a 2 m de comprimento terminando numa câmara forrada com erva, musgo e pelo da barriga (ninho) (MADRP, 2008). Dentro da colónia existe uma forte hierarquia social, tendo os animais dominantes direito a ocupar os melhores ninhos (Villafuerte *et al.*, 1994 in Lopes, 2012).

Sendo uma espécie herbívora, a dieta alimentar do coelho é essencialmente caracterizada por gramíneas (aproximadamente 70%) incluindo também plantas herbáceas e plantas lenhosas. A variedade de espécies consumidas é maior na primavera do que nas restantes estações do ano, sendo que no outono e inverno os coelhos consomem alimentos como raízes e caules ricos em fibras celulósicas (Chapuis, 1979; Soriguer, 1988; Villafuerte *et al.*, 1991; Ferreira, 2003; Ferreira, 2003; Alves, 2004; Alves *et al.*, 2006; Cooke, 1982 in Lopes, 2012). Embora o coelho necessite de cerca de 55% de água na sua dieta, normalmente não bebe água porque os tecidos vegetais de que se alimenta apresentam uma elevada percentagem de água (Cooke, 1982 in Lopes, 2012).

O seu expoente de atividade ocorre no período noturno (Angulo, 2003; Villafuerte *et al.*, 1991; Villafuerte, 1994 in Lopes, 2012). Os movimentos dependem da disponibilidade e da quantidade de alimento, deslocando-se os animais entre 150 a 400 m em redor da sua toca (Gibb, 1977; Kolb, 1991 in Lopes, 2012). Em meio natural, o domínio vital do grupo familiar varia entre 0,4 a 2 ha (Morgado,

2008 in Lopes, 2012). Os animais jovens, para estabelecerem um novo domínio familiar, dispersam para distâncias superiores a 1 km do refúgio inicial (Villafuerte *et al.*, 1991 in Lopes, 2012).

Os acasalamentos ocorrem geralmente durante todo o ano mas principalmente entre outubro e junho atingido o período máximo entre fevereiro e maio (Alves, 1994; Delibes *et al.*, 1979; Gonçalves *et al.*, 2002 in Lopes, 2012). A reprodução de coelho-bravo está diretamente ligada com a abundância e qualidade de alimentos disponíveis, pelo que é maior nas estações do outono, inverno e primavera, existindo uma pausa no início do verão (Gonçalves *et al.*, 2002 in Lopes, 2012). O tempo de gestação é de 28-33 dias (Southern, 1940; Alves, 1994; Villafuerte, 2002 in Lopes, 2012). Estima-se que em Portugal cada fêmea tenha 4 crias por ninhada podendo ter entre 3 a 4 ninhadas por ano (Gonçalves *et al.*, 2002 in Ferreira, 2003).

### 2.3.2 Cobras

As cobras que foram mais afetadas na A21 (Garcia, 2015) pertencem a duas espécies: cobra-de-escada (*Elaphe scalaris*) e cobra-de-ferradura (*Coluber hippocrepis*), não sendo as espécies de cobras mais ameaçadas, no nosso país. Ambas as espécies apresentam uma distribuição ampla no território nacional. Estão sujeitas a fatores como perda de habitat (incêndios florestais, desenvolvimento agrícola/florestal), perseguição humana e atropelamentos (Pleguezuelos *et al.*, 2008).

A cobra-de-escada pode atingir os 150 cm de comprimento (Pleguezuelos *et al.*, 2006 in Pleguezuelos *et al.*, 2009) e alimenta-se principalmente de roedores, lagartixas, juvenis de coelho, aves adultas e juvenis (Pleguezuelos *et al.*, 1998 in Pleguezuelos *et al.*, 2009). Por sua vez, é predada por aves de rapina e por carnívoros, nomeadamente o sacarrabos (Gállego *et al.*, 2012). É uma espécie agressiva quando perturbada mas não possui veneno, pelo que não é perigosa para o ser humano. É tipicamente diurna, passando a crepuscular nos dias mais quentes (Salvador *et al.*, 2002 in Pleguezuelos *et al.*, 2009). É uma espécie ágil que trepa facilmente às árvores e a edifícios (López-Jurado *et al.*, 1979 in Pleguezuelos *et al.*, 2009). A sua reprodução acontece no final da Primavera até meados do Verão. As fêmeas depositam entre 4 a 24 ovos debaixo de pedras, tocas abandonadas ou mesmo em buracos que escavam. Durante a incubação, as fêmeas têm alguns cuidados com a postura. A eclosão surge 1-3 meses depois (Gállego *et al.*, 2012).

A cobra-de-ferradura pode atingir os 80-150 cm de comprimento e a sua alimentação baseia-se em roedores, osgas, lagartixas, sardões e aves (Pleguezuelos *et al.*, 2004 in Pleguezuelos *et al.*, 2008). Tal como a cobra-de-escada, é predada por aves de rapina e por carnívoros, particularmente o sacarrabos, sendo inofensiva para o homem pois não possui veneno (Gállego *et al.*, 2012). Tem hábitos diurnos, passando por um período de inatividade entre Novembro e Março. É uma cobra ágil e trepadora (Pleguezuelos *et al.*, 2004 in Pleguezuelos *et al.*, 2008). A sua reprodução acontece durante a primavera e o início do verão. As posturas são formadas por 5-9 ovos e têm lugar frequentemente em julho. A incubação demora 6-8 semanas acontecendo em agosto ou setembro.



As fêmeas depositam os ovos debaixo de troncos em decomposição e em tocas abandonadas. (Gruber *et al.*, 1992; Schleich, 1996 in Pleguezuelos *et al.*, 2008).

As cobras são animais ectotérmicos que aproveitam o calor acumulado ao longo do dia pelo betuminoso da estrada para regularem a temperatura e diminuir a taxa de metabolismo interno. Por esta razão, são animais muito suscetíveis ao risco de atropelamento (Pleguezuelos *et al.*, 2008).

### **2.3.3 Corujas e mochos (Aves de rapina noturnas)**

As aves de rapina noturnas são importantes para o equilíbrio dos ecossistemas pela sua posição na cadeia alimentar: enquanto predadores de topo, contribuindo assim para a sustentabilidade das comunidades através do controlo das suas presas. Por outro lado, algumas espécies assumem uma importância direta para o Homem, dado atuarem diretamente nos ecossistemas agrícolas. Por exemplo, a Coruja-das-torres e o Mocho-galego são utilizados como auxiliares em práticas de agricultura biológica para controlo natural de pragas de roedores e insetos (SPEA).

Existem em Portugal sete espécies de aves de rapina noturnas: a Coruja-das-torres (*Tyto alba*), o Mocho-d'orelhas (*Otus scops*), o Bufo-real (*Bubo bubo*), o Mocho-galego (*Athene noctua*), a Coruja-do-mato (*Strix aluco*), o Bufo-pequeno (*Asio otus*) e a Coruja-do-nabal (*Asio flammeus*). Os principais fatores de ameaça são de origem antropológica, como o abandono da agricultura tradicional, a colisão com veículos, o envenenamento por pesticidas, a redução de presas, a caça ilegal e a diminuição dos locais ótimos de nidificação (SPEA).

As espécies mais afetadas na A21 são a coruja-do-mato e o mocho-galego, ocorrendo ainda algumas coruja-das-torres (Garcia, 2014).

A coruja-do-mato é uma ave de rapina de médio porte (37-43 cm) com plumagem totalmente malhada que varia entre o castanho, cinzento e vermelho (Cramp, 1985; Martinez, 2002 in Lopes, 2014). A sua presença é comum na Europa. Pode ser encontrada geralmente em florestas mistas, parques, zonas agrícolas, zonas urbanizadas, florestas de coníferas, montados de sobre e azinheira e em certos pinhais. No inverno abriga-se em edifícios abandonados ou cavidades rochosas (Cramp, 1985; in Lopes, 2014). Relativamente à sua dieta, é considerada um predador generalista que se alimenta principalmente de micromamíferos, incluindo coelhos juvenis, anfíbios, répteis e insetos (Adánéz, 2000; Cramp, 1985; Santos, 1998 in Lopes, 2014). Os restos não digeridos tal como pelos e ossos são regurgitados (The Royal Society for the Protection of Birds, 2013 in Lopes, 2014). No outono as corujas-do-mato começam a escolher os territórios para se reproduzirem. Optam por nidificar em buracos de árvores ocas, ninhos abandonados de gralhas ou aves de rapina. A postura acontece geralmente entre março ou abril com dois a quatro ovos. A incubação é realizada pela fêmea e prolonga-se por 30 dias. O macho responsabiliza-se por alimentar as crias que abandonam o ninho após 32-37 dias depois da eclosão. Nesta espécie o macho e a fêmea permanecem juntos para a vida (The Royal Society for the Protection of Birds, 2013 in Lopes, 2014).

O mocho-galego é uma ave de pequeno porte podendo atingir os 23 cm comprimento tem plumagem castanha escura e olhos amarelos e consegue habitar e nidificar em vários tipos de habitats (Cramp, 1985 in Lopes, 2009). Costuma optar por olivais, montados de azinho, paisagens em mosaico, terrenos agrícolas, sebes e bosquetes. Utiliza buracos de árvores, muros de pedra ou montes de pedras para nidificar (Cramp, 1985; Nieuwenhuyse, 2008 in Lopes, 2009). A época reprodutora inicia-se em janeiro ou fevereiro e termina no final de junho (Cramp, 1985; Nieuwenhuyse, 2008 in Lopes, 2009). As posturas ocorrem geralmente entre abril e princípios de maio, com 1 a 5 ovos, após 27 a 28 dias de incubação (Cramp, 1985 in Lopes, 2009). A sua dieta é composta por insetos, roedores e lagartixas (Chumbinho, 2002).

A coruja-das-torres é uma ave de porte médio podendo atingir 35 cm, com plumagem branca no ventre, face e interior das asas, apresenta plumagem dourada com manchas cinzentas, pretas e brancas. A sua face apresenta forma de coração e olhos escuros (Cramp, 1985 in Lopes, 2009). É uma espécie que tem sofrido um declínio moderado em alguns países europeus devido à intensificação da agricultura, à utilização de pesticidas, à redução de presas e locais preferenciais para nidificarem, assim como o aumento da rede viária (Illner, 1992; Pimenta *et al.*, 1996; Fajardo, 2001; Martínez, 2004; Newton *et al.*, 1992; Taylor, 1994; Ramsden, 1998 in Lopes, 2009). Por isso é classificada com o estatuto de conservação desfavorável na Europa (SPEC3 in Lopes, 2009).

Os habitats preferenciais são campos agrícolas com sebes, taludes e matos. Utilizam construções abandonadas, tais como chaminés, sótãos, celeiros, torres de igrejas e armazéns para nidificar. A coruja não constrói o ninho, opta por depositar os ovos num tapete de regurgitações, num local sombrio onde costuma passar o dia. Tal como o mocho-galego, a fêmea fica encarregue de incubar os ovos enquanto o macho se responsabiliza por alimentar as crias numa fase posterior. A incubação pode durar entre 30 a 31 dias e inicia-se no mês de março ou abril. A postura varia entre os 4-7 ovos (Cramp, 1985 in Lopes, 2009). As crias permanecem no ninho entre 50 a 55 dias, tornam-se independentes 3 a 5 semanas depois. É de salientar que metade dos juvenis morre após abandonarem os progenitores (Cramp, 1985 e Taylor, 1994 in Lopes, 2009). Reproduzem-se pela primeira vez entre um e dois anos de idade. A coruja-das-torres alimenta-se essencialmente de ratos e musaranhos, pardais, rãs, lagartixas e insetos (Cramp, 1985; Taylor, 1994; Love *et al.*, 2000; Roque, 2003; Martin, 2008 in Lopes, 2009). Tal como a espécie anterior o casal permanece junto para a vida (Taylor, 1994 in Lopes, 2009).

## **2.4 Medidas de Minimização da Mortalidade da Fauna**

Nas últimas décadas, biólogos e engenheiros têm tentado encontrar maneiras de facilitar os movimentos da fauna através de corredores transversais, tendo sido desenvolvidas algumas soluções (Langton, 1989; ALASV, 1994; Percsy, 1995; Duget *et al.*, 2003; Forman *et al.*, 2003 in Dodd Jr *et al.*, 2004).

É do conhecimento geral que uma das formas de mitigar os efeitos da fragmentação de habitats, do efeito barreira, diminuição da mortalidade e das colisões da fauna com veículos consiste na

construção de passagens para a fauna e conservação de corredores (Soulé, 1991 in Ng *et al.*, 2004) que permitam a ligação entre os lados opostos da estrada (Saunders *et al.*, 1991 e Beir *et al.*, 1992 in Ng *et al.*, 2004).

É de salientar a importância das medidas de mitigação para a diminuição da mortalidade e de modo a maximizar os custos-benefícios, a abordagem mais utilizada centra-se na identificação dos pontos negros. Estes modelos de previsão permitem identificar a localização e o espaço temporal dos atropelamentos, mas é necessário também explorar e identificar as outras variáveis que influenciam a probabilidade de colisões (Mac Nally, 2000 in Ramp *et al.*, 2005).

Existem vários tipos de passagens que são construídas nas estradas, como passagens hidráulicas, túneis e passagens inferiores que, apesar de terem sido construídas para outros fins, também servem para esse propósito (Noss, 1987; Harris *et al.*, 1983; Edelman, 1991; Soulé *et al.*, 1991; Rodriguez *et al.*, 1996 e Rosenberg *et al.*, 1997 in Ng *et al.*, 2004). Existem poucos dados quantitativos sobre quais as passagens que são mais utilizadas pela fauna (Simberloff *et al.*, 1992 in Ng *et al.*, 2004). Assim como as características que promovem ou desencorajam o seu potencial uso são pouco interpretadas, desde as dimensões, o habitat envolvente, presença de vedações, extensão da atividade humana (Foster *et al.* 1995; Yanes *et al.*, 1995 e Clevenger *et al.*, 2000 in Ng *et al.*, 2004).

As passagens para a fauna são a solução mais recomendada e generalizada para reduzir os impactos negativos das estradas nos vertebrados não voadores. Estas passagens reduzem o efeito barreira e permitem a movimentação dos animais ajudando a manter a conectividade entre a paisagem (Mansergh *et al.*, 1989; van der Ree *et al.*, 2009 in Niemi *et al.*, 2014), e reduzem a mortalidade causada pelo tráfego (Clevenger *et al.*, 2003; Dodd *et al.*, 2004; Aresco, 2005 in Niemi *et al.*, 2014).

As estruturas que permitem uma melhor continuidade natural do território e dos corredores naturais são os túneis, os viadutos, os ecodutos, as passagens inferiores ou superiores (e.g. passagens agrícolas) e as passagens hidráulicas adaptadas para a fauna (Anexo I, Fig. I.2, Fig. I.3, Fig. I.10-14) (Garcia, 2015). Estas estruturas são complementadas com a implantação de vedações e barreiras na via que encaminham os animais para as passagens (Clevenger *et al.*, 2000; Dodd *et al.*, 2004; McCollister *et al.*, 2010 in Niemi *et al.*, 2014).

Em relação às vedações, é importante referir que nem sempre as mesmas reduzem eficazmente a mortalidade nas estradas (Villalva *et al.*, 2013 in Niemi *et al.*, 2014) porque os animais que têm dimensões reduzidas as atravessam facilmente ou porque existem aberturas devido a mau estado de conservação ou de instalação, bem como furtos, que permitem a livre passagem dos animais (Garcia, 2015).

Apesar dos estudos de monitorização do efeito das passagens de fauna serem relativamente recentes, já existem estudos que demonstram a sua utilização pelos animais e a sua contribuição para a minimização da mortalidade (e.g. Ascensão, 2005; Noctula, 2013).

Contudo, também existem falhas nas estruturas de mitigação da mortalidade da fauna presentes nas estradas devido a localizações inadequadas, desenho arquitetônico e comportamental para a maioria dos animais alvo (Podloucky, 1989 e Pucky, 2003 in Woltz *et al.*, 2008).

Os custos de instalação e manutenção são elevados (Mata *et al.*, 2008 in Woltz *et al.*, 2008), os esforços estão centrados em determinar os atributos do desenho e a colocação estratégica de modo a maximizar o retorno do investimento (Woltz *et al.*, 2008).

Depois da sua implementação existe escassez de programas de monitorização que acompanhem a evolução da passagem de fauna pelas estruturas (Mata *et al.*, 2005 in Bager *et al.*, 2013).

Existem também métodos não estruturais que são menos dispendiosos e podem ser efetivos, como repelentes olfativos pulverizados ao longo das estruturas e sobre a vegetação, ultra-sons, melhorar a iluminação da estrada (mas que pode afetar a nidificação das aves e encandeamento), modificação do habitat na envolvente da estrada de modo a que a fauna a evite e aumente a visibilidade do condutor (Forman *et al.*, 2003 in Glista *et al.*, 2009), sinalização de aviso de potencial passagem de animais e redução de velocidade (Glista *et al.*, 2009). As consequências biológicas destes métodos não são bem percebidas e é necessário mais investigação de modo a comprovar a sua eficiência (Glista *et al.*, 2009).

### 3. Metodologia

#### 3.1 Área de estudo

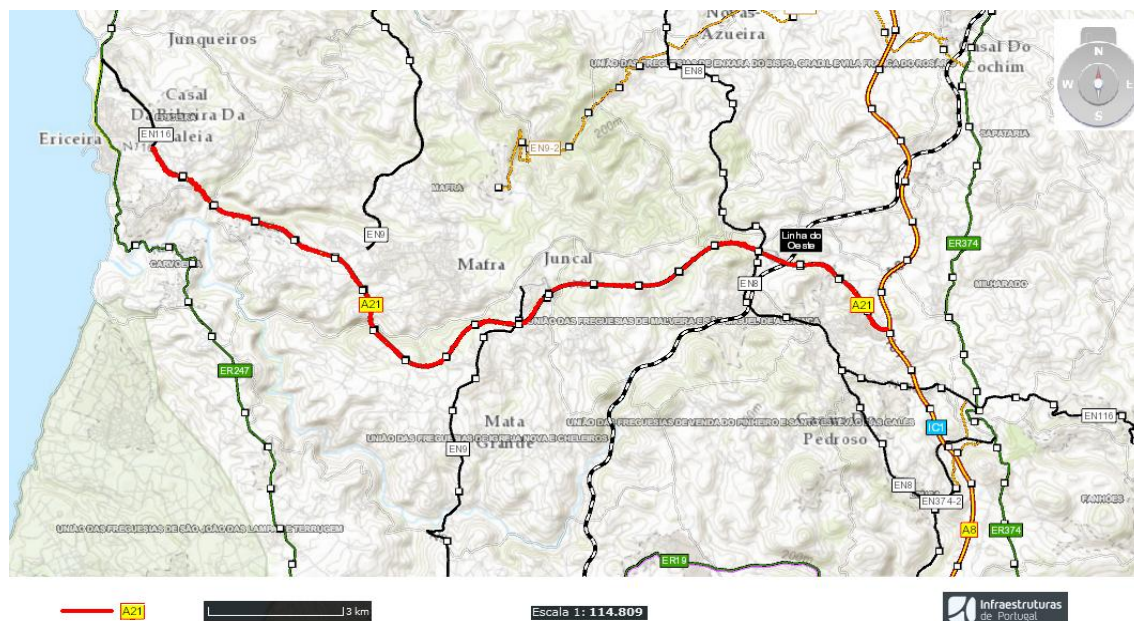
A A21, objeto do presente estudo, foi a primeira autoestrada portuguesa financiada e construída por uma empresa municipal, a Mafratlântico. Esta autoestrada está localizada no distrito de Lisboa, concelho de Mafra.

O período de construção da A21 decorreu entre 2004 e 2008. Esta autoestrada transitou para a competência da Estradas de Portugal em março de 2012 que, em 2015, passou a IP.

A A21 possui uma extensão de 21 Km e permite a ligação da A8, junto à Venda do Pinheiro, à Ericeira (Figs. 3.1 e 3.2).



Figura 3.1 - Localização geográfica da A21 (Fonte: Arc Gis 10.1 escala 1:250 000)



**Figura 3.2 - Localização das vias de ligação à A21 (Fonte: Arc Gis 10.1 escala 1:114 809)**

Esta autoestrada foi a escolhida para a realização do presente estudo por estar descrita nos Relatórios Síntese de Monitorização da Mortalidade de Fauna nas Estradas da EP de 2013 e 2014 como um segmento crítico do distrito de Lisboa no que respeita à mortalidade da fauna.

Do ponto de vista climático a A21 insere-se na região Pré-Atlântica (Alves *et al.*, 1998). A temperatura média anual é de aproximadamente 15 °C e a precipitação anual de cerca de 811 mm (plataforma do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos).

Segundo Costa *et al.*, (2002) a zona em estudo apresenta a seguinte hierarquia biogeográfica: Reino Holártico, Região Mediterrânica, Sub-Região Mediterrânica Ocidental, Província Costeiro-Lusitano-Andaluza, Sub-Província Portuguesa-Sadense, Sector Divisório Português, Subsector Oeste-Estremenho, Superdistrito Olissiponense. Este superdistrito corresponde, no geral, à região designada por Região saloia. O relevo deste território é ondulado com pequenas colinas que não ultrapassam os 400 metros de altitude (Costa *et al.*, 1998). A paisagem é fundamentalmente agrária de minifúndio de pequenas hortas, pomares e searas separadas por sebes (Costa *et al.*, 1998).

Devido à grande variedade e riqueza geológica desta região pode observar-se um mosaico de margas, argilas, calcários e arenitos do Cretácico, rochas eruptivas do Complexo Vulcânico Lisboa-Mafra (basaltos, dioritos, andesitos), calcários e arenitos do Jurássico, arenitos, conglomerados e calcários brancos do Paleogénico e arenitos e calcários margosos do Mio- Pliocénico (Costa *et al.*, 1998).

A vegetação climática nos solos vérticos olissiponenses (solos com maior capacidade para a produção de biomassa) termomediterrânicos é constituída por um zambujal arbóreo com alfarrobeiras que, por degradação, resulta em comunidades arbustivas perenifólias (carrascais, espinhais, lentiscais, zimbrals, etc.) e posteriormente num arrelvado (Costa *et al.*, 1998). Nas rochas vulcânicas

ácidas e em arenitos observam-se sobreirais os quais, em solos mal drenados de arenitos duros cretácicos, têm como etapa de degradação um tojal endémico do território (Costa *et al.*, 1998). Nos luvisolos e cambissolos calcários a série florestal é a do carvalhal cerquinho que, por degradação, é substituído por tojais. Em biótopos edafo-higrófilos ocorrem juncais (Costa *et al.*, 1998).

Em termos de fauna salientam-se, no respeitante aos anfíbios, a salamandra comum (*Salamandra salamandra*) e o sapo comum (*Bufo bufo*) (Garcia, 2015).

No respeitante às aves as mais comuns são a coruja do mato (*Strix aluco*), a coruja das torres (*Tyto alba*), o mocho galego (*Athene noctua*), a perdiz (*Alectoris rufa*), o pombo comum (*Columba livia*), o peneireiro (*Falco tinnunculus*). Há ainda a salientar a presença de diversos passeriformes, garças e patos (Garcia, 2015).

Em relação aos mamíferos destacam-se o coelho (*Oryctolagus cuniculus*), a raposa (*Vulpes vulpes*), a geneta (*Genetta genetta*), o texugo (*Meles meles*), o esquilo-vermelho (*Sciurus vulgaris*), o ouriço-cacheiro (*Erinaceus europaeus*), o javali (*Sus scrofa*) e ratazanas (*Rattus spp.*) (Garcia, 2015).

Os répteis encontram-se representados pelo sardão (*Lacerta lepida*), cobra de escada (*Rhinechis scalaris*) e cobra de ferradura (*Coluber hippocrepis*) (Garcia, 2015).

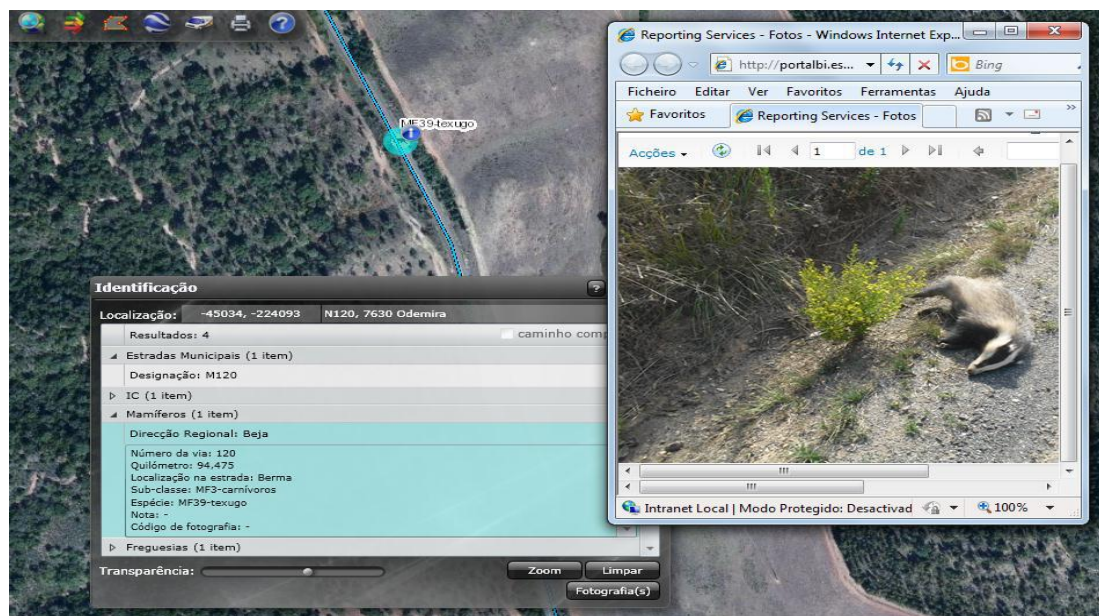
### 3.2 Recolha de dados

A IP implementou em 2010 um plano de monitorização da mortalidade da fauna em toda a rede de estradas sob a sua gestão direta. Neste âmbito os oficiais das Unidades Móveis de Intervenção e Apoio (UMIA) distritais da IP, no decurso dos seus itinerários de inspeção regular das estradas, efetuam o registo dos animais atropelados avistados. Para este efeito receberam formação para possibilitar a sua capacitação na identificação dos animais.

A autoestrada A21 é inspecionada duas vezes por dia em ambos os sentidos desde março de 2012, ano em que passou a integrar a rede viária da IP.

Os registos dos avistamentos de cadáveres de animais são efetuados numa plataforma web de gestão de dados georreferenciados (XTranWeb), a partir da qual migram para o visualizador de informação geográfica da IP (SIG Empresarial) para posterior validação e análise por um técnico com formação adequada (Fig.3.3).





**Figura 3.3 - Visualização dos registos de mortalidade no SIG Empresarial (Fonte: Garcia, 2013)**

Sempre que possível os animais são identificados até à espécie. Quando a identificação até este nível taxonómico não é exequível, os animais são classificados em grupos faunísticos (e.g. Garças e Patos, Esquilos e Ratos, etc.).

Contudo, tal como referido por Garcia (2014), existem alguns constrangimentos metodológicos que influenciam a recolha dos dados, uma vez que os avistamentos são efetuados no decurso das atividades de inspeção, não sendo seguida uma metodologia específica para a monitorização da mortalidade. Desta forma, não são aplicados os procedimentos recomendados para este tipo de estudos, nomeadamente velocidade reduzida e busca sistematizada de cadáveres de animais, o que origina uma subestimação dos animais mortos, principalmente os de menor porte. Existem ainda outros fatores que condicionam o grau de deteção dos animais, como a experiência do observador, o tráfego e as condições meteorológicas. Outra condicionante é a projeção dos cadáveres para fora da estrada após o embate dos animais com os veículos em trânsito e ainda a sua remoção por animais necrófagos. A elevada velocidade de deterioração dos animais de menores dimensões (e.g. anfíbios, morcegos, pequenos répteis, etc.) também contribui para esta subestimação.

Assim, o presente estudo utilizou os dados relativos a animais silvestres obtidos através do Programa de Monitorização da Mortalidade da Fauna da IP, relativos ao período entre março de 2012 a dezembro de 2014.

A autoestrada apresenta 20,7 km de comprimento até ao local da intersecção com a autoestrada A8. No entanto, o segmento de 70 m após o km 20 não foi considerado para análise, dado não apresentar registos de atropelamentos e se tratar de uma zona de portagem e nós de estrada.



### 3.3 Análise dos dados

Numa primeira fase foram validados os dados existentes, ou seja, foi verificada a localização e a identificação dos animais mortos. Esta última operação foi suportada por fotografias obtidas aquando das inspeções. Após a validação dos dados procedeu-se à identificação dos grupos faunísticos e espécies mais afetados. Os grupos faunísticos considerados correspondem às classes anfíbios, aves, mamíferos e répteis.

Foi também efetuada uma análise à taxa de mortalidade total (indivíduo/km/ano) para possível comparação com outros trabalhos realizados a nível nacional e uma análise temporal da mortalidade para os grupos faunísticos mais afetados com o objetivo de verificar a existência de eventuais padrões.

Para a identificação dos pontos negros ou *hot spots* realizou-se uma análise de probabilidades partindo do princípio de que a mortalidade segue uma distribuição de Poisson (Malo *et al.*, 2004), a qual é definida pela seguinte equação:

$$P(x) = \frac{\lambda^x}{x! e^\lambda}$$

$\lambda$  - número médio de ocorrências por sector

$x$  - número de ocorrências

$P(x)$  - Probabilidade de  $x$  ocorrências

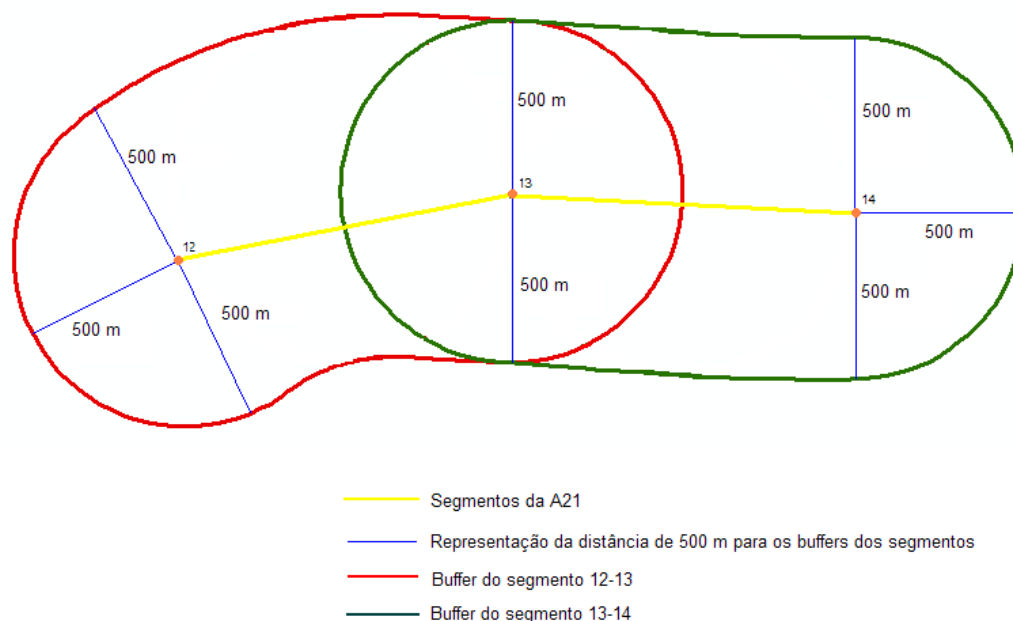
Os pontos negros são calculados para cada segmento de 1000 m, tendo-se considerado que um segmento corresponde a um ponto negro sempre que o número de ocorrências nesse sector seja superior a uma probabilidade de 90 % (isto é, quando  $\sum P(x) \geq 0,90$ ).

Esta análise foi efetuada quer para a mortalidade total, quer para os grupos mais afetados, de forma diferenciada.

Os pontos negros identificados foram comparados com os dados do tráfego médio diário anual (TMDA), com dados fornecidos por IP, com o objetivo de se estabelecer uma relação entre o número de veículos em circulação e o número de mortes por segmento.

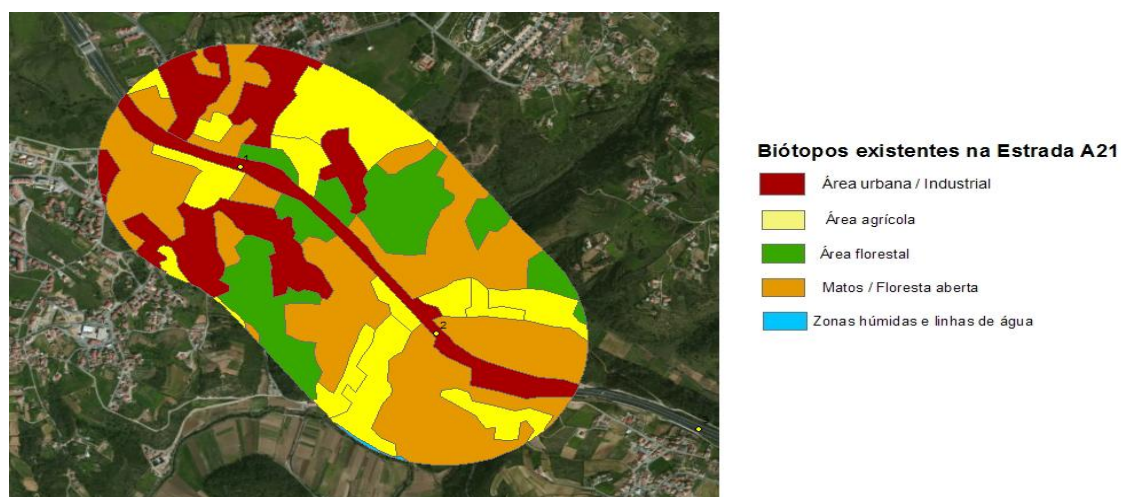
Para estudar a relação da mortalidade com os usos do solo caracterizou-se o habitat envolvente de cada segmento de 1000 m através do *software* ArcGis 10.1.

Para cada segmento de 1000 m foi gerado à sua volta um *buffer* de 500 m, como exemplifica a Figura 3.4.



**Figura 3.4 - Exemplo de buffer realizado para os segmentos 12, 13 e 14**

Procedeu-se posteriormente à caracterização e quantificação dos usos do solo no *buffer* com base na Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 (COS2007), nível 2, como exemplifica a Figura 3.5 para o segmento 1-2.



**Figura 3.5 - Exemplo do uso do solo no *buffer* do segmento 1-2**

Face ao elevado número de classes da nomenclatura da COS2007 optou-se por criar uma nova nomenclatura com apenas 5 grandes classes que agrupam as classes iniciais em função da sua funcionalidade para a fauna, tal como se pode observar na Tabela 3.1.

**Tabela 3.1 - Legenda dos Biótopos existentes na A21 com base na COS2007 (nível 2) e sua conversão para a nova legenda**

Classes COS2007	Descrição das classes COS2007	Legenda Adoptada
1.1 1.2 1.3 1.4	Tecido Urbano Indústria, comércio e transportes Áreas de extracção de inertes, áreas de deposição Espaços verdes urbanos, equipamentos	Área urbana/industrial
2.1 2.2 2.3 2.4	Culturas temporárias Culturas permanentes Pastagens permanentes Áreas agrícolas heterogéneas	Área agrícola
3.1	Florestas	Área florestal
3.2 3.3	Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea Zonas descobertas e com pouca vegetação	Matos/floresta aberta
4.1 5.1	Zonas húmidas interiores Águas interiores	Zonas húmidas e linhas de água

Acresce referir que os polígonos da COS2007 foram atualizados através da observação das imagens aéreas disponibilizadas no Google Maps, visto a conclusão da estrada ter ocorrido em 2008 e de, em alguns segmentos, existirem alterações significativas ao nível do uso do solo.

Optou-se ainda por ignorar, no *buffer*, o polígono relativo à estrada (assumindo uma largura constante de 60 m) de forma a não sobrevalorizar esta categoria de uso do solo. A área dos polígonos foi então quantificada através da ferramenta *Measure* do *software* ArcGis.

De modo a validar a relação entre o número de atropelamentos e a proporção dos habitats no *buffer* correspondente a cada segmento recorreu-se ao teste estatístico Coeficiente de Correlação de Spearman utilizando o programa IBM SPSS STATISTIC 22.

O coeficiente de correlação de Spearman é um teste não paramétrico que mede o grau de associação entre duas variáveis, representando-se por ( $r$ ). É utilizado para variáveis ordinais ou contínuas que falharam os pressupostos necessários para a realização da correlação de Pearson (Gupta, 1999).

O coeficiente de correlação de Spearman é adimensional e os valores que toma situam-se no intervalo  $-1 \leq r \leq 1$ . A validade estatística do coeficiente de correlação de Spearman linear pressupõe que as duas variáveis em análise são aleatórias e provêm de uma população com distribuição normal bivariada (Gupta, 1999).

Por fim, refira-se que foi realizada uma visita de campo no dia 15 de Maio de 2015 de modo a complementar a caracterização da área de estudo, analisar localmente os pontos negros e identificar eventuais medidas para minimizar a mortalidade (Anexo I).

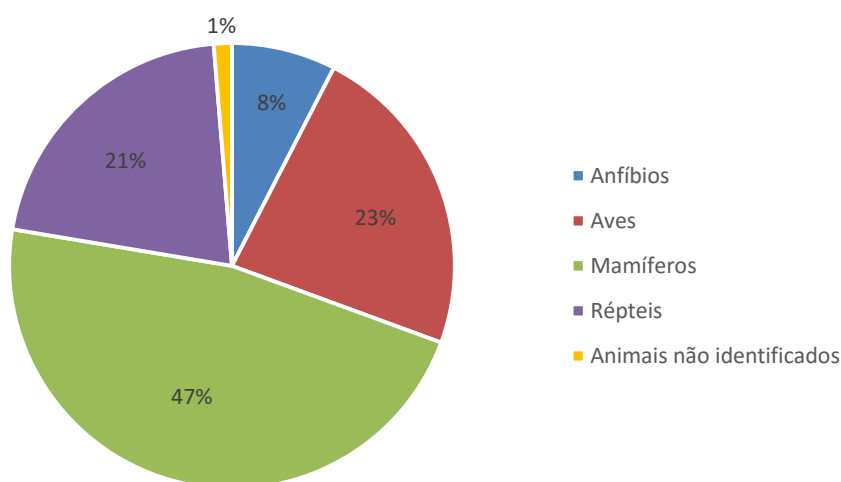


## 4. Resultados

### 4.1 Espécies mais afetadas por grupo faunístico

Durante os anos de 2012 a 2014 foram registados 303 atropelamentos de animais silvestres na A21.

O grupo faunístico mais afetado foi o dos mamíferos (Fig.4.1), com 143 registos, seguido do das aves e dos répteis. Os anfíbios foram o grupo menos afetado, apresentando apenas 23 registos.



**Figura 4.1 - Atropelamentos por grupo faunístico**

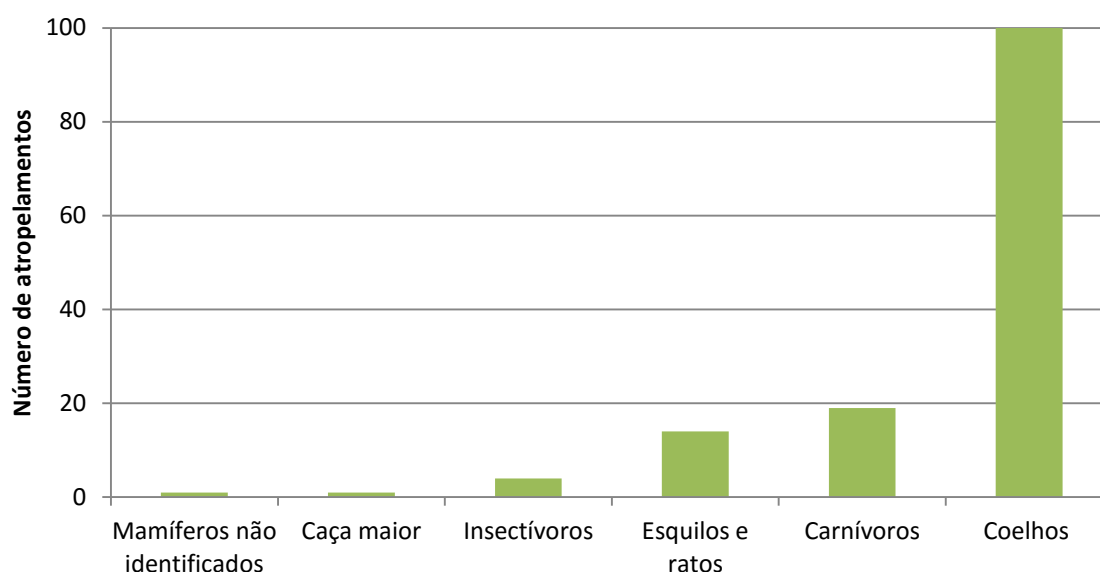
Apresentam-se em seguida os resultados por grupo faunístico.

#### 4.1.1 Mamíferos

A classe dos mamíferos foi aquela que apresentou maior número de registos de mortalidade por atropelamento, tal como referido. A ordem com maior taxa de mortalidade é a dos Lagomorfos, representada apenas pelo coelho, à qual corresponde um registo de 103 atropelamentos (Fig.4.2). Segue-se a ordem dos Carnívoros (essencialmente raposas), com 19 atropelamentos, a ordem dos Roedores (esquilos e ratos, mas maioritariamente ratazanas) com 14 atropelamentos e a ordem dos Insectívoros (ouriço-cacheiro) com 4 registos.

Existe também o registo de um javali juvenil, incluído no grupo da Caça maior, encontrado numa valeta, perto do quilómetro 9. Devido a esta ocorrência e, por motivos de segurança, as vedações nesta zona foram imediatamente verificadas mas não se encontraram aberturas. Houve ainda o caso de um mamífero não identificado.

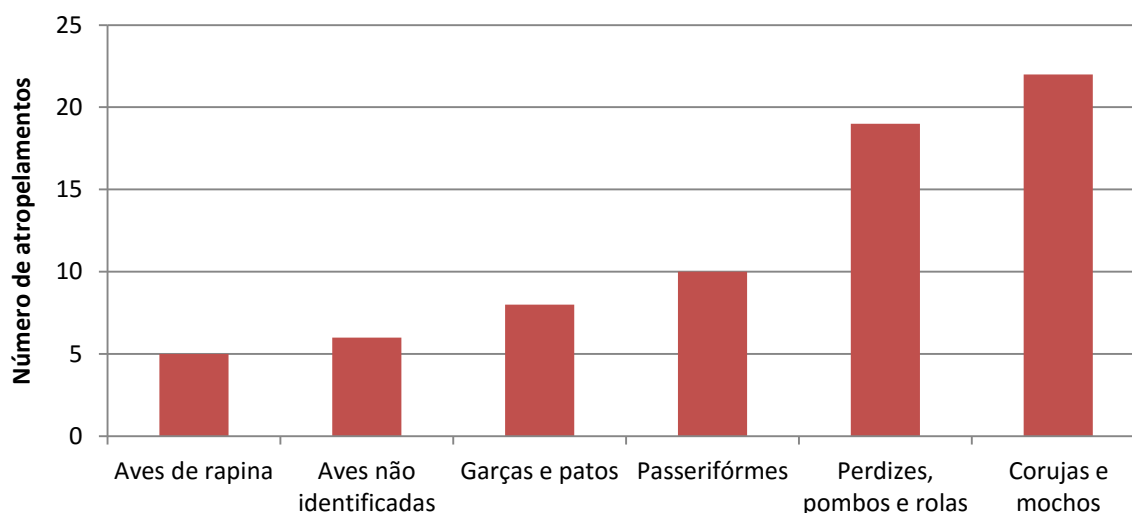
Em resumo, de entre os mamíferos a maior vítima de atropelamento é o coelho.



**Figura 4.2 – Número de atropelamentos referentes a vários grupos dentro da classe dos mamíferos**

#### 4.1.2 Aves

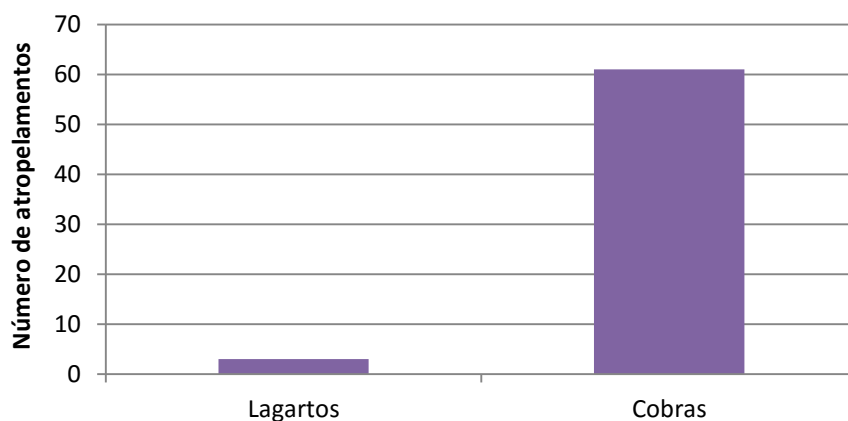
No respeitante à classe das aves, os taxa mais afetados são as Corujas e mochos, com 22 registos, essencialmente o mocho-galego, coruja-do-mato e coruja-das-torres (Fig.4.3). Segue-se os taxa das Perdizes, pombos e rolas (na sua maioria perdizes) com 19 atropelamentos e os taxa dos Pássaros com 10 registos. Ainda com alguma frequência de ocorrências referem-se os taxa das Garças e Patos (na sua maioria patos) e a ordem das Aves de Rapina, com destaque para o peneireiro, bem como o grupo das aves não identificadas (1 indivíduo).



**Figura 4.3 - Número de atropelamentos referentes a vários grupos dentro da classe das Aves**

#### 4.1.3 Répteis

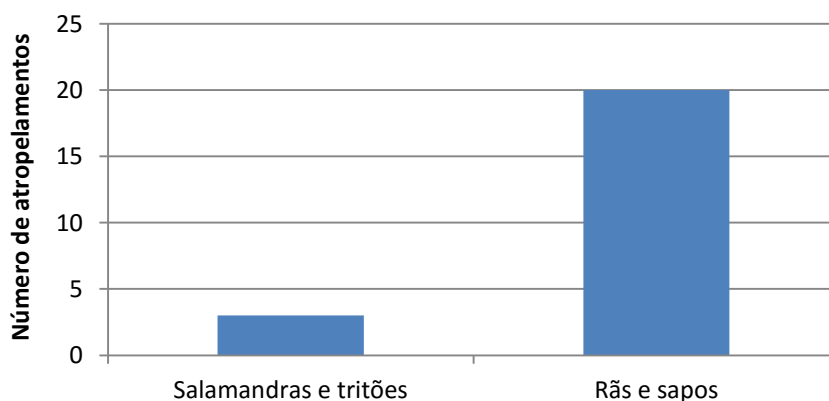
Na classe dos répteis o grupo mais afetado corresponde ao das Cobras com o registo de 61 atropelamentos, essencialmente de cobra de escada (Fig.4.4). A classe dos Lagartos, com apenas três registos de sardões. .



**Figura 4.4 - Número de atropelamentos referentes a vários grupos dentro da classe dos Répteis**

#### 4.1.4 Anfíbios

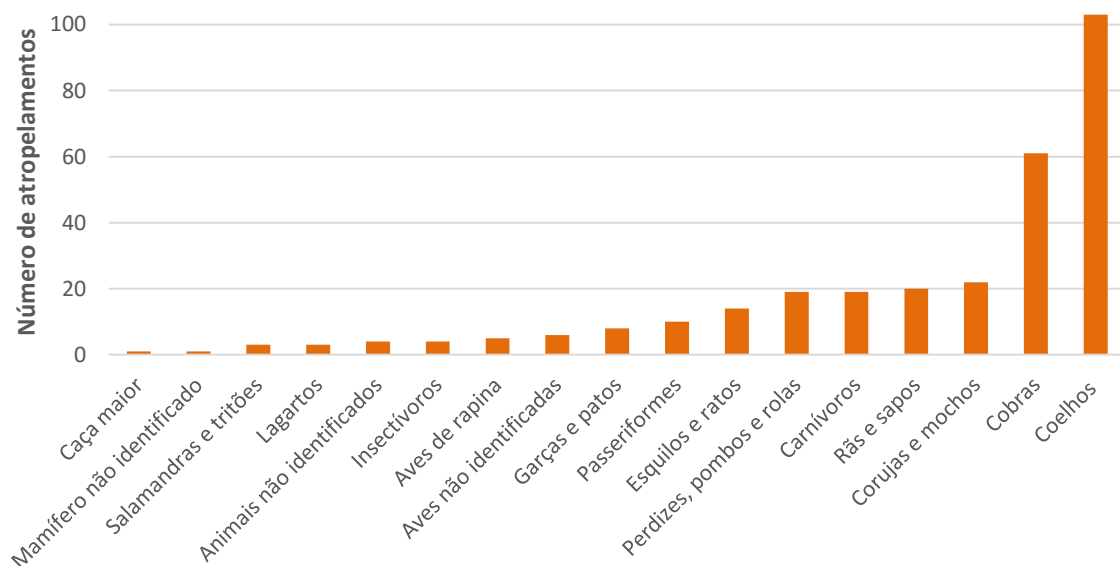
A classe dos anfíbios é a classe menos afetada, contando com apenas 23 registos. O grupo das Rãs e Sapos apresenta o maior número de registos de mortalidade (20 registos, concretamente de sapo-comum), como se pode observar na Fig.4.5. Foram ainda registados três atropelamentos de salamandras-comuns.



**Figura 4.5 - Número de atropelamentos referentes a vários grupos dentro da classe dos Anfíbios**

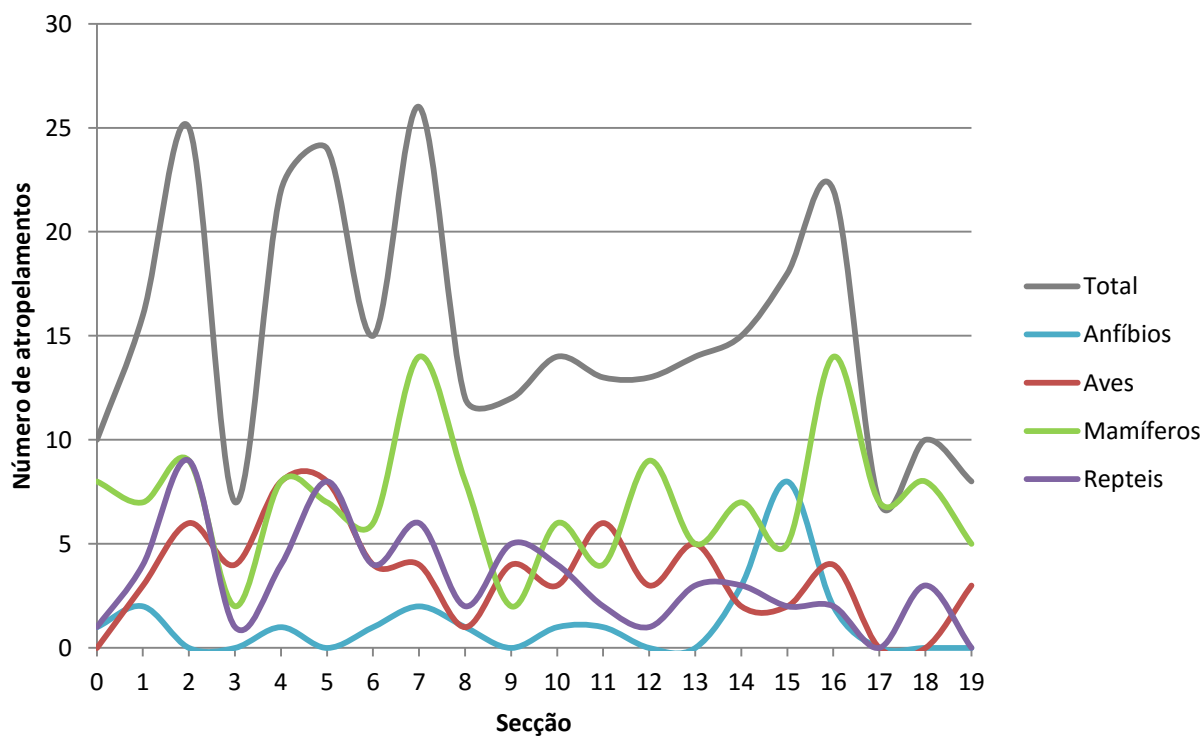
Para se compreender de uma forma generalizada quais os grupos mais afetados por atropelamento na A21 no período de 2012 a 2014 exibe-se a Figura 4.6. Como já foi referido, os grupos mais

afetados são os coelhos, seguindo-se o grupo das Cobras e o grupo das Corujas e mochos (aves de rapina noturnas).



**Figura 4.6 - Mortalidade de fauna na A21, por grupo faunístico**

A Fig.4.7 refere-se à distribuição espacial da mortalidade total e para os quatro grupos considerados.

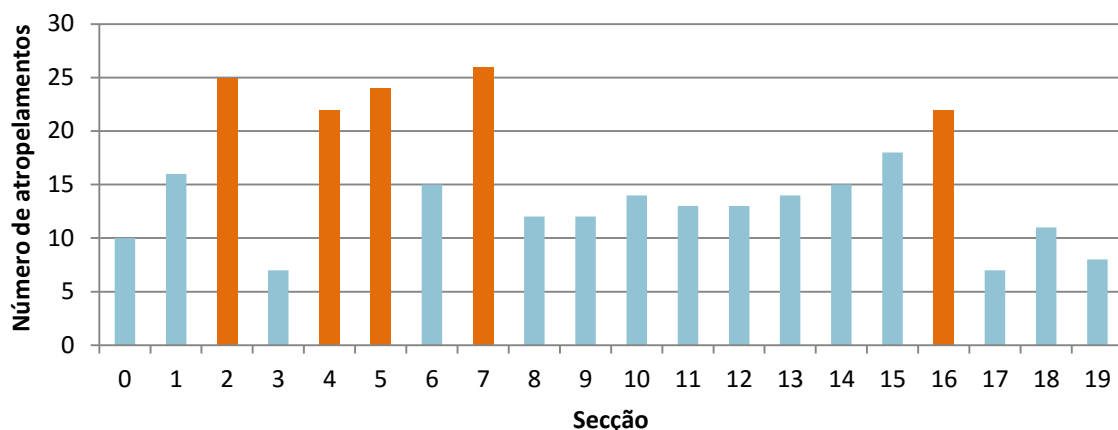


**Figura 4.7- Distribuição espacial da fauna morta por grupo**



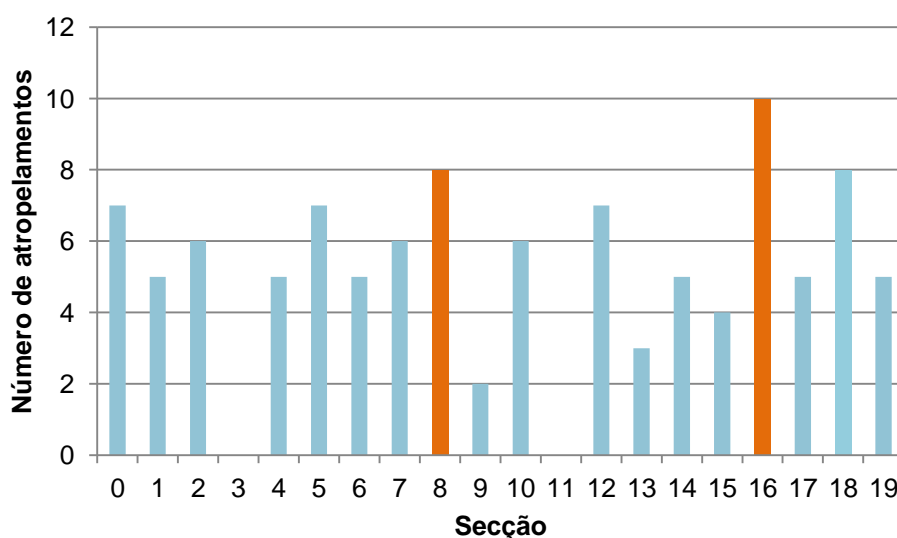
## 4.2 Pontos negros

Foi aplicada a probabilidade de Poisson que permite detetar onde se situam os pontos negros, isto é, os locais onde a probabilidade de atropelamento é maior. Tal como previamente referido, a análise foi realizada para segmentos de 1000 m. Consideraram-se pontos negros os segmentos que apresentam 20 ou mais ocorrências, tal como se pode observar na Fig.4.8 existem 5 pontos negros.



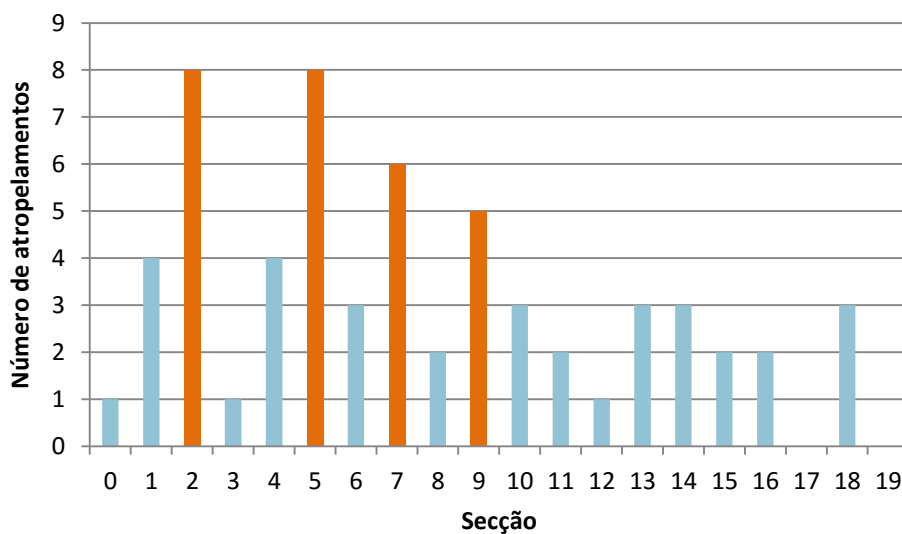
**Figura 4.8- Número de atropelamentos por segmento ( a laranja os segmentos considerados pontos negros através da análise de Poisson)**

Foi também realizada a probabilidade de Poisson para cada um dos grupos mais afetados. Na Fig.4.9, relativa ao grupo dos coelhos, verifica-se que há 2 pontos negros (segmentos que apresentam 8 ou mais ocorrências).



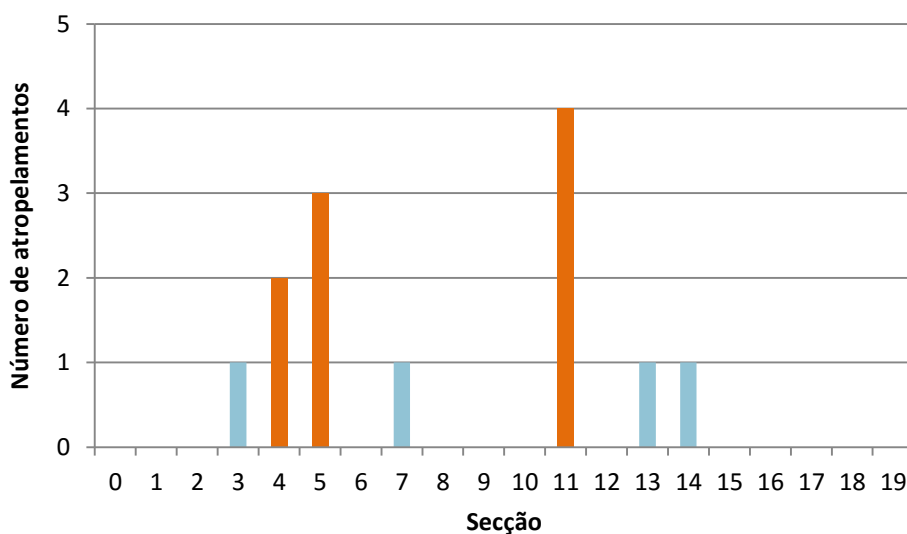
**Figura 4.9 - Número de atropelamentos de coelhos por segmento (a laranja os segmentos considerados pontos negros através da análise Poisson)**

Na Fig. 4.10, relativa às cobras, verifica-se a existência de 4 pontos negros (segmentos que apresentam 5 ou mais ocorrências).



**Figura 4.10 - Número de atropelamentos de cobras por segmento (a laranja os segmentos considerados pontos negros através da análise de Poisson)**

Na Fig. 4.11, relativa às aves de rapina noturnas, verifica-se que há 3 pontos negros (segmentos que apresentam duas ou mais ocorrências).



**Figura 4.11 - Número de atropelamentos de aves de rapina noturnas por segmento (a laranja os segmentos considerados pontos negros através da análise Poisson)**

#### 4.3 Relação entre a mortalidade e os habitats envolventes

Os habitats que ocorrem em redor dos vários segmentos analisados foram identificados e quantificados. Na Figura 4.12 encontra-se o mapa gerado, com a sobreposição do *buffer* sobre os habitats e respetiva identificação.

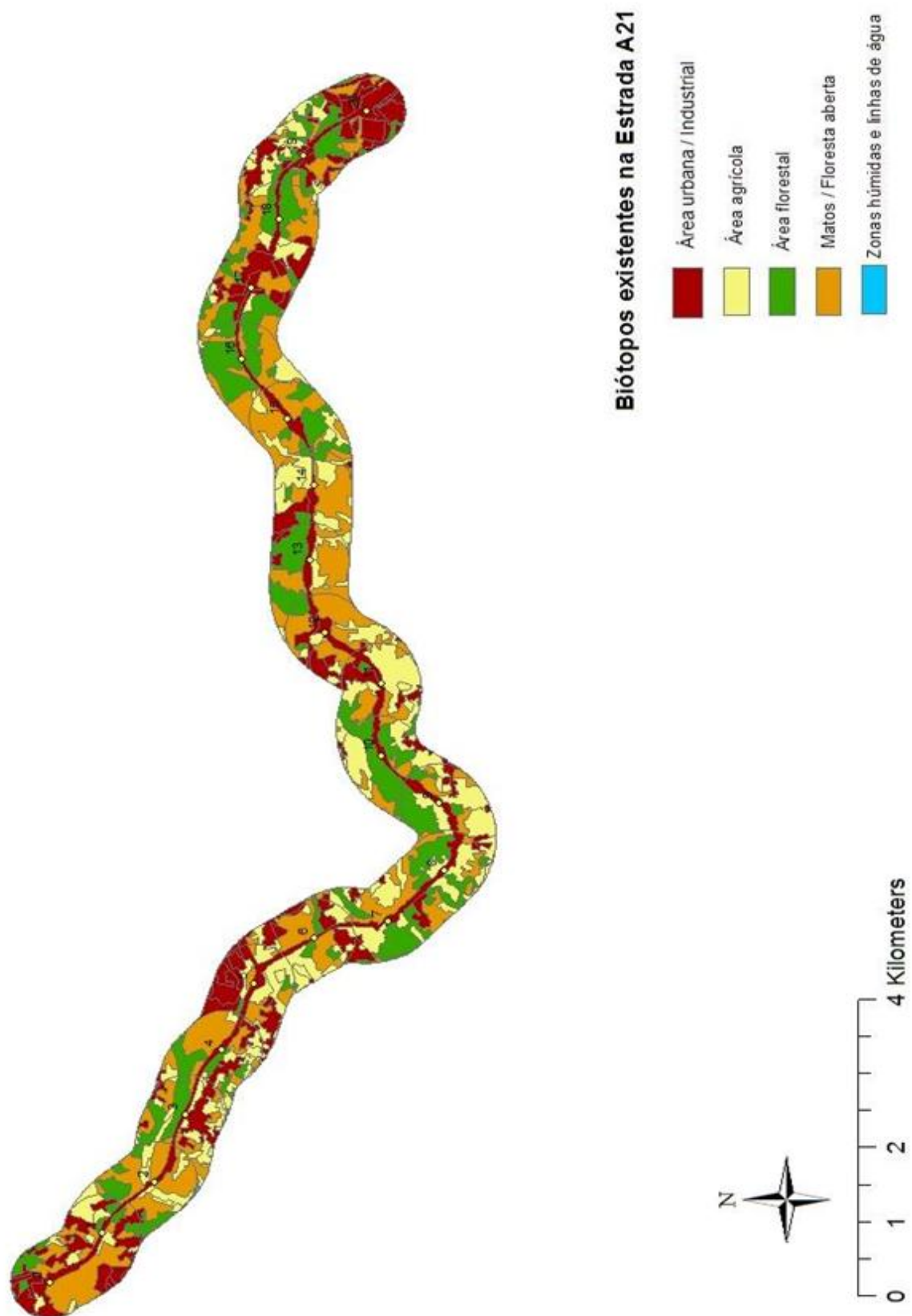


Figura 4.12 - Mapa gerado para a caracterização e quantificação dos usos do solo na autoestrada A21 com base na Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 - COS2007 (nível 2)

Seguidamente foram analisados os pontos críticos de mortalidade total e dos grupos faunísticos mais afetados relativamente à proporção de habitats na sua envolvente. Na Tabela 4.1 são apresentados os pontos negros identificados para cada grupo e respetivos habitats predominantes.

**Tabela 4.1 - Habitats predominantes nos pontos críticos de atropelamentos, total e por grupo faunístico**

		Intervalo quilométrico (segmentos)	Habitat predominante	%
Atropelamentos	Total	2-3	Matos/Floresta aberta	35
			Área urbana/Industrial	27
			Área florestal	21
		4-5	Área urbana/Industrial	36
			Matos/Floresta aberta	34
		5-6	Área urbana/Industrial	38
			Matos/Floresta aberta	34
		7-8	Área agrícola	39
			Área florestal	29
			Área urbana/Industrial	21
		16-17	Área agrícola	33
			Área urbana/Industrial	31
	Coelhos	8-9	Área agrícola	40
			Área urbana/Industrial	29
		16-17	Área agrícola	33
			Área urbana/Industrial	31
	Cobras	2-3	Matos/Floresta aberta	35
			Área urbana/Industrial	27
			Área florestal	21
		5-6	Área urbana/Industrial	38
			Matos/Floresta aberta	34
		7-8	Área agrícola	39
			Área florestal	29
			Área urbana/Industrial	21
		9-10	Área agrícola	35
			Área urbana/Industrial	32
	Corujas e mochos	4-5	Área urbana/Industrial	36
			Matos/Floresta aberta	34
		5-6	Área urbana/Industrial	38
			Matos/Floresta aberta	34
		11-12	Área agrícola	67

Os pontos negros identificados para a mortalidade total são explicados pelos pontos negros dos vários grupos faunísticos analisados pelo que, consequentemente, os habitats predominantes nestes segmentos deverão estar relacionados com os grupos mais afetados nos mesmos.

Em relação aos Coelhos, os habitats predominantes nos dois segmentos críticos são Área Agrícola e Área urbana /Industrial. No respeitante à classe das Cobras existe uma maior diversidade de habitat, sendo o único grupo em que a Área florestal se destaca em dois segmentos. Os restantes habitats que predominam são Matos /Floresta aberta, Área Agrícola e Área urbana /Industrial.

No caso das Corujas e mochos tem que haver cautela ao analisar estes resultados devido ao baixo número de atropelamentos, mas é possível observar que os habitats predominantes em dois dos segmentos críticos são Área urbana /Industrial e Matos /Floresta aberta. Porém, destaca-se ainda um segmento crítico em que a Área agrícola predomina fortemente sobre os outros habitats.

De modo a validar a relação entre o número de atropelamentos e a proporção dos habitats de cada segmento recorreu-se ao teste estatístico de correlação de Spearman, como foi referido na metodologia. O teste pretende correlacionar a variável “proporção de habitat” com a variável “mortalidade total por segmento” (mortes). O mesmo teste foi realizado para a variável “mortalidade de coelhos”(coelhos), que é a espécie mais afetada nesta estrada. Os restantes grupos não apresentam dados suficientes para uma análise robusta.

Os resultados da correlação de Spearman entre o número de atropelamentos e a proporção dos habitats de cada segmento apresentam-se na Tabela 4.2. Pode-se observar que os valores de significância são superiores a 0,1 e deste modo o coeficiente estimado não é estatisticamente significativo.

**Tabela 4.2 - Valores dos coeficientes de correlação de *Spearman* obtidos no teste estatístico de correlação de *Spearman* para todos os animais atropelados (Total) e para os coelhos (Coelhos)**

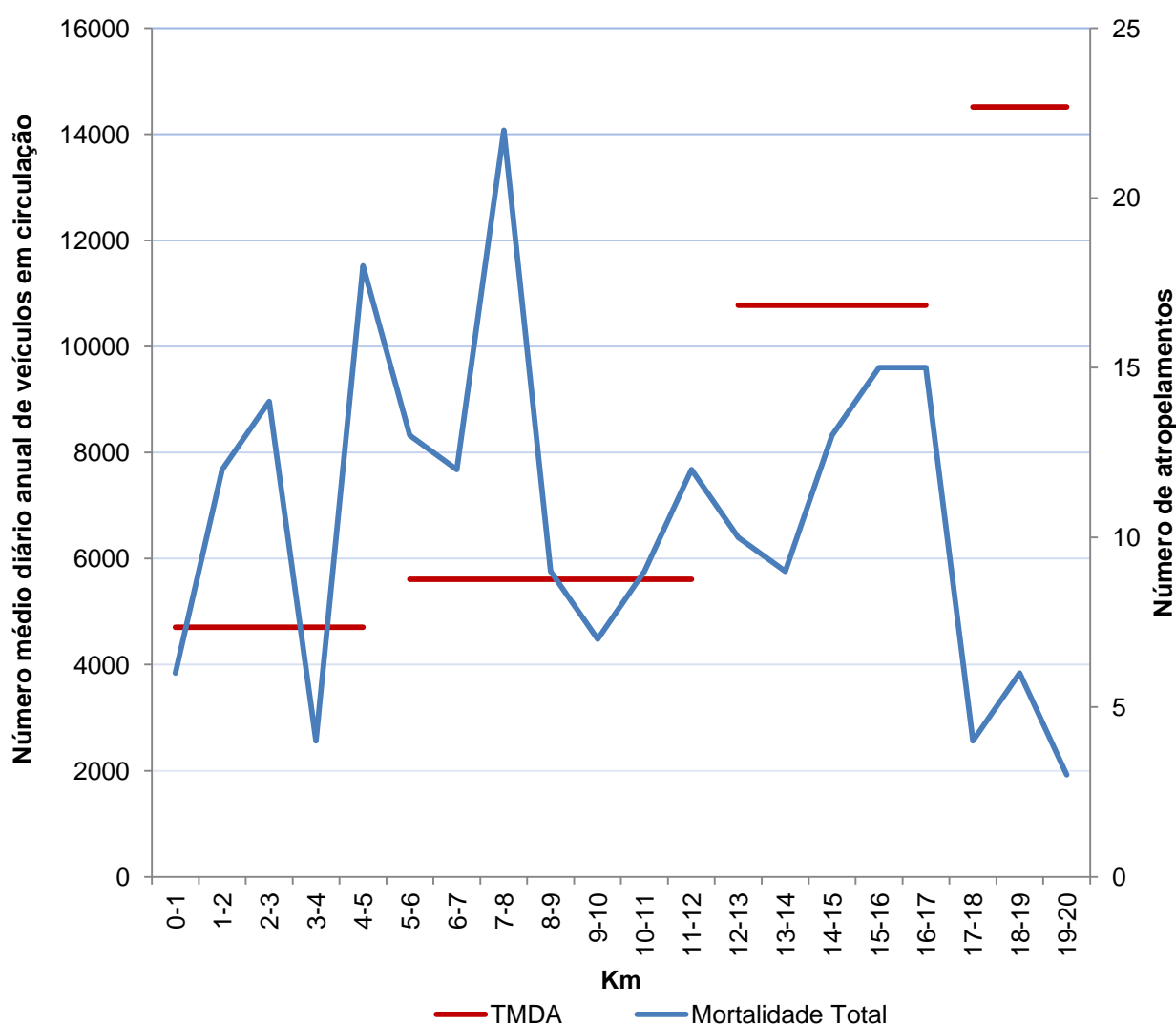
Habitat	Total	Coelhos
Área urbana e industrial	-0,308	0,295
Área agrícola	0,248	0,026
Área florestal	0,289	-0,235
Matos e floresta aberta	0,277	-0,181

De modo a observar-se o comportamento das variáveis de uma maneira mais explícita apresentam-se os respetivos diagramas no Anexo I.

#### 4.4 Variação do Tráfego Médio Diário Anual

De modo a perceber-se a possível influência do tráfego no número de atropelamentos na A21 foi comparada a variação destes dois parâmetros ao longo de toda a extensão da A21. Assim, comparou-se a variação da mortalidade total (2012 e 2013) com o número médio de veículos diário anual (TMDA) dos anos 2012 e 2013 (Fig. 4.13). Os dados de 2014 não se encontravam disponíveis à data da elaboração desta tese.

O tráfego mantém-se constante entre os nós de entrada e saída da autoestrada, pelo que a sua variação manifesta-se por troços (neste caso 4 troços). Verifica-se que o tráfego é crescente de oeste (esquerda do gráfico) para este (direita do gráfico).



**Figura 4.13 - Variação do número médio de veículos diário anual (TMDA) e do número de mortes por atropelamento, ao longo da A21**

A mortalidade é mais elevada nos troços com menor número de veículos em circulação, a possível justificação está relacionada com a intensidade sonora do tráfego. Como existem menos veículos em circulação, os animais sentem-se mais confiantes em atravessar a autoestrada.

Nos troços de tráfego elevado nota-se que a mortalidade é inferior, deste modo, os níveis de confiança dos animais são inferiores e preferem afastar-se da estrada escolhendo outros pontos de passagem.

Não foi possível obter dados junto do IP para avaliar a intensidade do ruído nesta autoestrada.

#### 4.5.Taxa de mortalidade (Ind/km/ano)

Na Tab.4.3 são apresentados os resultados da taxa de mortalidade total e por classe, assim como os resultados de outros estudos nacionais. Os dados dos atropelamentos referentes à A21 (IP), pertencem ao período entre 2012 e 2014 para 19 km de extensão da estrada.

**Tabela 4.3 -Taxa de mortalidade (Ind/km/ano) (Fonte: Grilo *et al.*,2012)**

	IP (2012-2014)	Franco (2000)	Ascensão (2001)	Grilo <i>et al.</i> ,(2002-2009)
Anfíbios	0,40	3,7-16,2	3,2-24,3	0,01
Aves	1,23	12-17	12-17	0,04
Mamíferos	2,49	0,8-7,2	3,2-10,2	0,97
Répteis	1,12	3,2-5,5	1,1-2,5	0,06
Total	5,32	32,8	36,75	1,08

Ao se comparar com outros resultados, a taxa de mortalidade dos anfíbios e das aves, estes não estão inseridas em nenhum intervalo determinado por Franco (2000) e Ascensão (2001). Ao se comparar com os resultados de Grilo *et al.*,(2002-2009), os resultados obtidos são superiores.

A taxa de mortalidade dos mamíferos apenas está inserida no intervalo determinado por Franco (2000), já a taxa de mortalidade dos répteis está inserida no intervalo de Ascensão (2001).

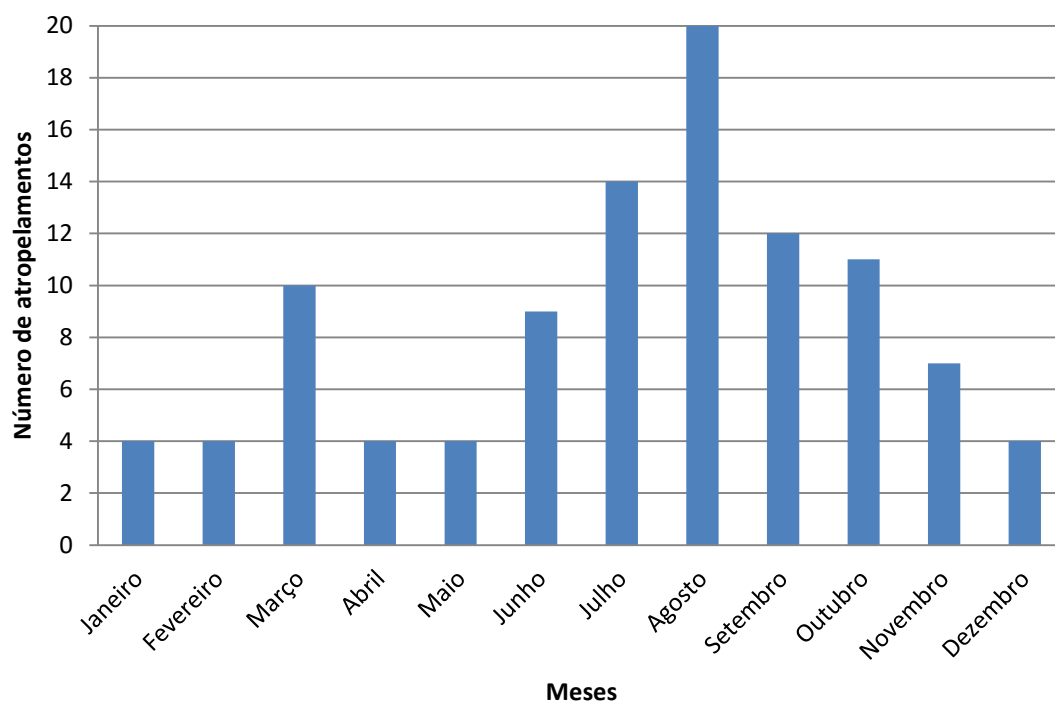
Como a metodologia destes estudos é diferente da utilizada neste trabalho, é provável que exista uma subavaliação do impacto das estradas sobre as várias classes, o que impede uma comparação direta com os resultados dos outros trabalhos realizados em território nacional.

#### 4.6 Análise temporal

Tentou-se também identificar eventuais padrões temporais na mortalidade dos animais. Assim, foi analisada a distribuição temporal (por mês) das ocorrências para os grupos mais representativos.

#### 4.6.1 Coelhos

Em relação aos Coelhos, como demonstra a Fig. 4.14, o maior número de mortes ocorrem no verão e início do outono, existindo também um pico no mês de Março.

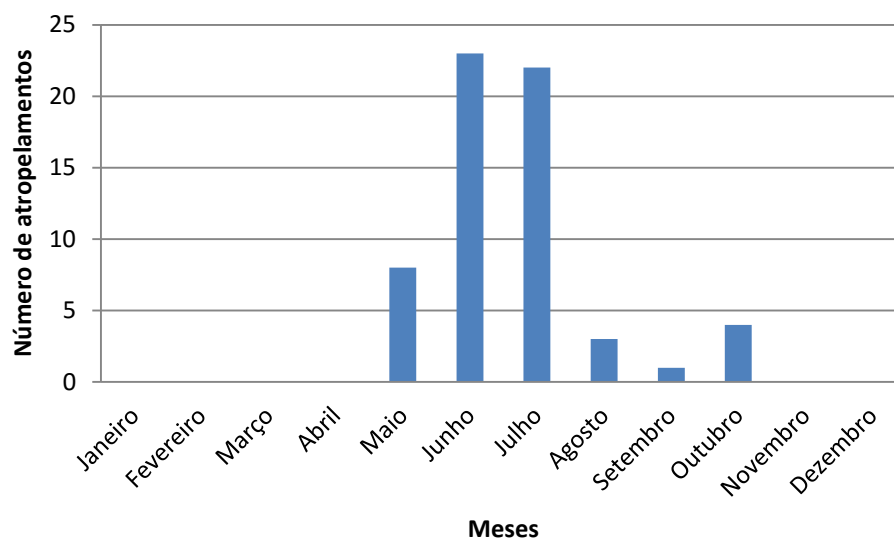


**Figura 4.14 - Variação temporal da mortalidade de Coelhos**

#### 4.6.2 Cobras

No grupo das Cobras, como demonstra a Fig. 4.15, o maior número de mortes ocorrem nos meses de Maio, Junho e Julho.

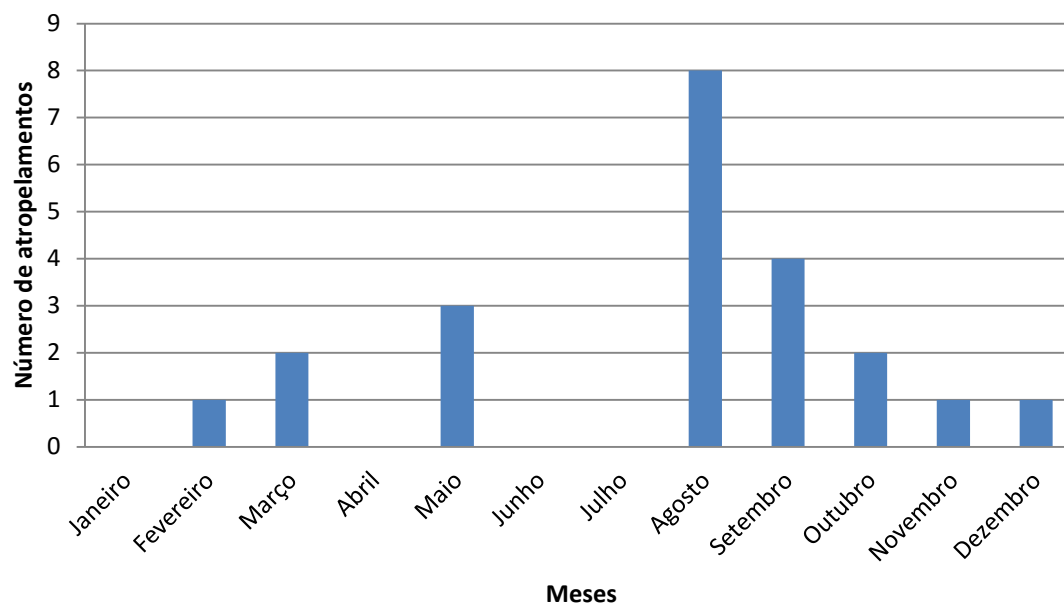




**Figura 4.15 - Variação temporal da mortalidade de Cobras**

#### 4.6.3 Corujas e mochos

Relativamente às Corujas e mochos (Aves de rapina noturnas) (Fig. 4.16), pode-se observar que o maior número de mortes ocorrem em Agosto e Setembro.



**Figura 4.16 - Variação temporal da mortalidade de Corujas e mochos**



## 5. Conclusões

O grupo faunístico mais afetado na autoestrada A21 foi o dos mamíferos com 143 registos, seguido o grupo das aves e dos répteis. Os anfíbios foram o grupo menos afetado.

Dentro do grupo dos mamíferos a espécie mais afetada é a de coelhos, no grupo dos répteis os animais mais afetados foram as cobras e no grupo das aves foram as corujas e mochos.

Os pontos negros identificados para a mortalidade total são explicados pelos pontos negros dos vários grupos faunísticos analisados pelo que, conseqüentemente, os habitats predominantes nestes segmentos deverão estar relacionados com os grupos mais afetados nos mesmos.

Através da análise dos valores dos coeficientes obtidos no teste estatístico de correlação de Spearman, concluiu-se que os coeficientes estimados não são estatisticamente significativos.

Ao observar-se os gráficos que relacionam as variáveis de mortalidade total e de coelhos com os diferentes tipos de habitat presentes na envolvente da estrada é evidente que não existe um padrão que exiba correlação.

Através de fotografias aéreas (GoogleMaps) da área de estudo é possível observar que no início da autoestrada há uma maior ocupação por áreas urbanas, o que faz supor que a fauna se tenta refugiar em zonas de habitats mais naturalizados que se encontram perto dos segmentos 2 ao 4.

Nos segmentos 8-9, 12-13 e 15-16 do lado norte existe uma extensa área de matos e floresta podendo existir coutadas de caça (que não se conseguiu comprovar devido a dados insuficientes do ICNF), o que poderá influenciar a mortalidade nos segmentos 15-16.

Através da visita de campo não se conseguiu identificar características da estrada que pudessem influenciar a mortalidade da fauna.

Ao se comparar a variável "variação da mortalidade total" com a variável "número médio de veículos diário anual (TMDA)", apesar do tráfego ser crescente entre os troços, verifica-se que o número de atropelamentos aparenta estar relacionado com a intensidade do ruído provocado pelo tráfego mas não foi possível explorar essa hipótese devido à falta de dados disponíveis.

Em relação à taxa de mortalidade (Ind./km/ano), não é possível uma comparação direta com os resultados dos outros trabalhos realizados em território nacional devido às diferentes metodologias adotadas nos estudos.

A mortalidade é mais elevada nos meses de verão, deste modo, pode estar relacionada com a maior passagem de veículos ou com o ciclo de vida e condições fisiológicas dos animais silvestres.

## **Coelhos**

Em relação aos coelhos os pontos negros correspondem aos quilómetros 8-9 e 16-17, locais onde os habitats predominantes são Área Agrícola e Área urbana /Industrial.

O quilómetro 8-9 possui uma PA no quilómetro 8,200m e uma PI no quilómetro 8,370m, apesar deste tipo de passagens os coelhos continuam a escolher atravessar a estrada, seria necessário monitorizar estas passagens de modo a perceber quais os fatores que influenciam essa escolha.

Uma possível justificação para a mortalidade destes animais diz respeito à dispersão de juvenis pois por exemplo, o nó no quilómetro 17-18 permite a entrada de animais na estrada. De fato, foi observada a presença de latrinas na parte posterior da rede nos taludes do mesmo quilómetro.

Os coelhos existentes no talude deste quilómetro podem deslocar-se ao longo da estrada em ambos os sentidos contribuindo desta forma para a mortalidade dos quilómetros 16-17 e 18-19 uma vez que ficam encurralados devido ao separador central e barreiras acústicas presentes no quilómetro 16,7 ao 17.

A mortalidade é maior nos meses de verão, atingido o máximo em agosto, mês que antecipa a abertura da caça (1 setembro). Através do contacto com caçadores foi relatado que existe a prática da libertação de coelhos criados em cativeiro antecipadamente à abertura de caça (setembro e outubro) e por isso seria uma das possíveis justificações para a elevada mortalidade em agosto. Essa dispersão pode também coincidir com a dispersão de juvenis nascidos na primavera e que, devido às suas reduzidas dimensões conseguem passar as redes e alcançar a estrada. Por outro lado, nos meses de verão há maior trânsito, o que proporcionará um maior número de atropelamentos.

## **Cobras**

Em relação à classe das cobras, os segmentos identificados como pontos negros são 2-3, 5-6, 7-8 e 9-10. Para este grupo existe uma maior diversidade de habitats nos pontos negros respetivos, sendo o único grupo em que a Área florestal se destaca em dois segmentos. Os restantes habitats que predominam são Matos /Floresta aberta, Área Agrícola e Área urbana /Industrial.

A visita de campo não contribuiu para justificar a mortalidade de cobras por serem animais que não ficam retidos nas redes. A razão mais plausível para a mortalidade das cobras está relacionada com as suas características fisiológicas e comportamentais por serem animais ectotérmicos, ou seja, têm a necessidade de realizar a termorregulação. Deste modo, são atraídas para a estrada para aproveitarem o calor acumulado pelo alcatrão ao longo do dia, para regularem a temperatura e diminuir a taxa de metabolismo interno, ficando mais expostas ao risco de atropelamento. A mortalidade é mais elevada nos meses de maio, junho (máximo) e julho, época preferencial para a postura de ovos e eclosão.

## **Corujas e mochos**

Em relação às corujas e mochos os quilómetros considerados pontos negros são os quilómetros 4-5, 5-6 e 11-12. Os habitats que têm maior influência neste grupo são Área urbana/Industrial e Matos/Floresta aberta, destacando-se ainda o habitat Área agrícola por ser o único com uma elevada influência num único ponto negro.

Devido à baixa quantidade de dados de atropelamentos para esta classe, é necessário ter algum cuidado na interpretação dos resultados.

Através da visita de campo não se conseguiu perceber o que levaria à mortalidade das corujas e mochos nos pontos negros acima descritos e se o habitat envolvente teria influência. Uma justificação possível seria a atração destas aves para a estrada devido à presença de cadáveres de animais atingidos que permanecem nas faixas de rodagem ou que são projetados para as bermas.

O aumento da mortalidade destas aves ao longo da estação quente (agosto e setembro) provavelmente resulta da in experiência das aves jovens em evitar os carros nos primeiros voos, ou devido ao maior número de voos que os progenitores são obrigados a realizar neste período para alimentar as crias aumentando assim a probabilidade de atropelamento.

Conclui-se que a tentativa de relacionar a mortalidade nesta estrada com a proporção de habitat de modo a justificar a elevada mortalidade da mesma não se revelou frutífera, porque não foi possível provar a existência de correlação entre as variáveis.

## **Propostas Futuras**

As estradas afetam a qualidade e a quantidade dos habitats disponíveis para a fauna silvestre principalmente devido à fragmentação. Deste modo, o tráfego de veículos está relacionado diretamente com a mortalidade da fauna, podendo ter impactos devastadores em algumas espécies. Assim a conectividade de habitats e a permeabilidade dos sistemas que envolvem as estradas são fatores importantes a ter em conta quando se desenvolvem medidas de mitigação de mortalidade.

Como neste estudo a espécie mais afetada é a dos coelhos propõe-se a monitorização do talude do quilómetro 17 onde foram encontradas latrinas de modo a perceber-se se existem possíveis tocas de coelhos.

Em relação à classe das Cobras propõe-se o reforço da vedação com malha de dimensões inferiores. Para as corujas e mochos não é possível controlar o seu acesso à estrada, pode-se recomendar a ceifa da vegetação das bermas, plantação de árvores de crescimento rápido para que as aves tenham um voo mais alto ou plantação de vegetação arbustiva permanente.

Em relação às medidas de mitigação é necessária a continuação das inspeções das vedações, a sua substituição, reparação ou reforço sempre que necessário, especialmente nos pontos negros. Implementação de sinalização vertical para aviso de passagem de fauna e redução da velocidade assim como a ceifa das bermas para aumentar a visibilidade por parte dos condutores.

Seria importante continuar a parceria com Universidades para o estudo desta temática de modo a desenvolverem e a implementarem medidas de mitigação experimentais assim como no apoio à investigação deste tipo de estudos a longo prazo.

Também se propõe uma campanha de sensibilização para alterar os comportamentos por parte dos condutores em relação à fauna presente nas estradas assim como a continuação da monitorização da rede viária da IP em relação às medidas de mitigação implementadas nos pontos negros de modo a existirem dados para novos estudos e percepção se essas medidas são realmente eficazes.

## Referências Bibliográficas

- Alves, J. M.; Santo, M. D.; Costa, J. C.; Gonçalves, J. H.; Lousã, M. F.; Habitats naturais e seminaturais de Portugal Continental (p. 30). Instituto da Conservação da Natureza.
- Bager, A.; Fontoura, V. (2013). Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat. *Ecological Engineering*, 31-38.
- Beckmann, C.; Shine, R. (2015). Do the numbers and locations of road-killed anuran carcasses accurately reflect impacts of vehicular traffic? *The Journal of Wildlife Management*, 92-101.
- Bonnet, X.; Naulleau, G.; Shine, R. (1998). The dangers of leaving home: dispersal and mortality in snakes. *Biological Conservation*, 39-50.
- Brzezinski, M.; Eliava, G.; Zmihorski, M. (2012). Road mortality of pond-breeding amphibians during spring migrations in the Mazurian Lakeland, NE Poland. *Eur J Wildl Res*, 685-693.
- Cáceres, N.; Hannibal, W.; Freitas, D. R.; Silva, E. L.; Roman, C.; Casella, J. (2010). Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in south-western Brazil. *Zoologia*, 709-717.
- Chumbinho, A. (2002). O Canto Territorial do Mocho-Galego (*Athene Noctua*): Caracterização, individualidade e defesa do território. Instituto Superior de Psicologia Aplicada.
- Clevenger, A. P.; Waltho, N. (2004). Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 453-464.
- Clevenger, A. P.; Chruszcz, B.; Gunson, K. (2003). Spatial patterns and factor influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 15-26.
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15: 396 – 406.
- Costa. (1998). In Costa, J. C.; Aguiar, C.; Capelo, J. H.; Lousã, M.; Neto, C.; Biogeografia de Portugal Continental (pp. 30-31).
- Dood Jr, C. K.; Barichivich, W. J.; Smith, L. L. (2004). Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, 619–631.
- Eigenbrod, F.; Hecnar, S.; Fahrig, L. (2007). The effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biological Conservation*, 35-46.
- Farmer, R. G.; Brooks, R. J. (2012). Integrated risk factors for vertebrate roadkill in Southern Ontario. *The Journal of Wildlife Management*, 1215–1224.
- Ferreira, C. M. (2003). Avaliação da eficácia da gestão do habitat em populações de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Porto: Faculdade de Ciências Universidade do Porto.
- Gahl, M. K.; Calhoun, A. J. (2008). Landscape setting and risk of Ranavirus mortality events. *Biological Conservation*, 2679-2689.
- Gállego, J.; Pascó, J.; Turmo, F. (2012). Cobra-de-escada (*Rhinechis scalaris* == *Elaphe scalaris*) Schinz, 1822. Obtido em 23 de 05 de 2015, de Wesapiens/Natura: [http://www.wesapiens.org/pt/file/1758333/Cobra-de-escada+\(Rhinechis+scalaris+%3D%3D+Elaphe+scalaris\)+Schinz,+1822](http://www.wesapiens.org/pt/file/1758333/Cobra-de-escada+(Rhinechis+scalaris+%3D%3D+Elaphe+scalaris)+Schinz,+1822)

- Garcia, G. M. (2013). Monitorização da mortalidade de fauna nas Estradas da EP. Relatório simples 2013. Estradas de Portugal.
- Garcia, G. M. (2014). Monitorização da mortalidade de fauna nas Estradas da EP. Relatório simples 2014. Estradas de Portugal.
- Garcia, G. M. D. (2015). A gestão da mortalidade de fauna nas Estradas de Portugal. 2015. Estradas de Portugal
- Garcia, G. M. D. (2015).Com.press
- Glista, D. J.; DeVault, T. L.; DeWoody, J. A. (2007). Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetological Conservation and Biology* , 77-87.
- Glista, D. J.; DeVault, T. L.; DeWoody, J. A. (2009). A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning* , 1-7.
- Gomes, L.; Grilo, C.; Silva, C.; Mira, A. (2008). Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean Landscapes. *Ecol Res* , 355-370.
- Gonçalves, H.; Alves, P. C.; Rocha, A. (2002). Seasonal variation in the reproductive activity of the wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus algeris*) in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research* , 29: 165-173.
- Grilo, C.; Bissonette, J. A.; Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation* , 301-313.
- Grilo, C.; Santos-Reis, M. (2012). Monitorização da mortalidade de vertebrados por atropelamento nas estradas de Portugal. 2º Relatório de Progresso CBA/FCUL 34pp
- Gupta, V. (1999). SPSS for Beginners. In V. Gupta, SPSS for Beginners (pp. 185-189). Vijay Gupta.
- Hels, T.; Buchwald, E. (2000). The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 331-340.
- Klar, N.; Herrmann, M.; Kramer-Shadt, S. (2007). Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcats. *Management and Conservation Article* , 631-637.
- Lopes, A. (2009). Distribuição e ecologia de *Athene Noctua* e *Tyto Alba* em Áreas Rurais. Universidade de Aveiro
- Lopes, A. A. (2012). Estudo da dieta do coelho-bravo e lebre-Ibérica em Trás-os-Montes: influência da alimentação na estratégia reprodutora. Instituto Politécnico de Bragança - Escola Superior Agrária .
- Lopes, I. (2014). Coruja-do-mato *Strix Aluco*. Obtido em 28 de 07 de 2015, de Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves: [http://www.spea.pt/fotos/editor2/05fichastrixaluco\\_textoineslopes2014.pdf](http://www.spea.pt/fotos/editor2/05fichastrixaluco_textoineslopes2014.pdf)
- MADRP. (2008). Fichas de gestão cinegética. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas.
- Malo, J.; Suarez, F.; Diez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* , 701-710.
- Mata, C.; Hervás, I.; Herranz, J.; Suárez, F.; Malo, J. E. (2005). Complementary use by vertebrates of crossing structures. *Biological Conservation* , 397-405.
- Matos, C. S. (2011). Amphibian mortality on country roads in northern Portugal. Porto: Faculdade de Ciências - Universidade do Porto.
- Mesquita, P. C.; Lipinski, V.; Polidoro, G. L. (2015). Less charismatic animals are more likely to be "road killed": human attitudes towards small animals in Brazilian roads. *Biotemas* , 28 (1): 85-90.



Ng, S.; Dole, J. W.; Sauvajot, R. M.; Riley, S. P.; Valone, J. T. (2004). Use of highway under crossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* , 499-507.

Niemi, M.; Jaaskelainen, N.; Nummi, P.; Makela, T.; Norrdahl, K. (2014). Dry paths effectively reduce road mortality of small. *Journal of Environmental Management* , 51-57.

Orlowski, G. (2008). Roadside hedgerows and trees as factors increasing road mortality of birds: Implications for management of roadside vegetation in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* , 153-161.

Palomino, D., & Carracascal, L. M. (2007). Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biological Conservation* , 100-109.

Pleguezuelos, J. M.; Brito, J. C. (2008). *Elaphe scalaris*. In A. F. Loureiro, & O. S. Paulo, Atlas dos Anfíbios e Répteis terrestres de Portugal. Informação sobre as espécies de répteis. Fichas de espécies. (pp. 172-173). Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade.

Pleguezuelos, J. M. (2009). Culebra de escalera – *Rhinechis scalaris*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Pons, P. (2000). Height of the road embankment affects probability of traffic collision by birds. *British Trust for Ornithology*, 47: 122-125.

Ramp, D.; Caldwell, J.; Edwards, K. A.; Warton, D.; Croft, D. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* , 474-490.

Ratton, P.; Secco, H.; Rosa, C. (2014). Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *Eur J Wildl Res* , 543-546.

Row, J. R.; Blouin-Demers, G.; Weatherhead, P. J. (2001). Demographic effects of road mortality in black ratsnakes (*Elaphe obsoleta*). *Biological Conservation* , 117-124.

SPEA. (s.d.). Aves Noturnas em Portugal. Obtido em 27 de Junho de 2015, de Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves: <http://www.spea.pt/pt/participar/grupos-de-trabalho/aves-noturnas/aves-noturnas-em-portugal/>

Woltz, H. W.; Gibbs, J.; Ducey, P. (2008). Road crossing structures for amphibians and reptiles: Informing design through behavioral analysis. *Biological Conservation* , 2745-2750.

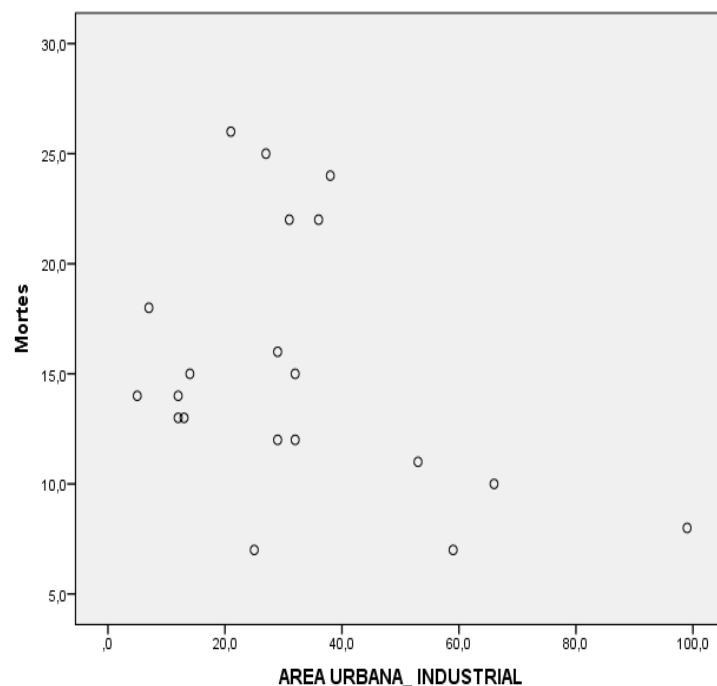


## **Anexo I**

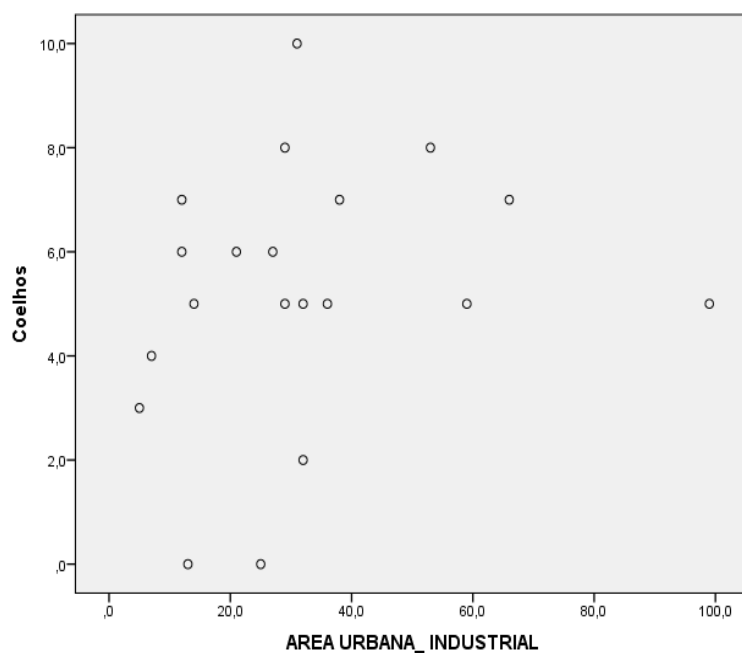
### **Diagramas e fotos da autoestrada A21**



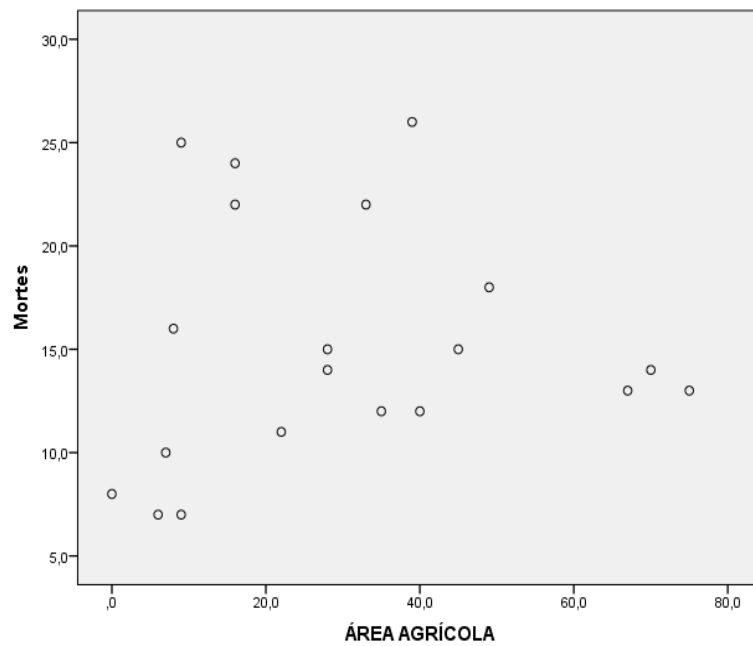
## Diagramas de correlação do teste estatístico de correlação de Spearman



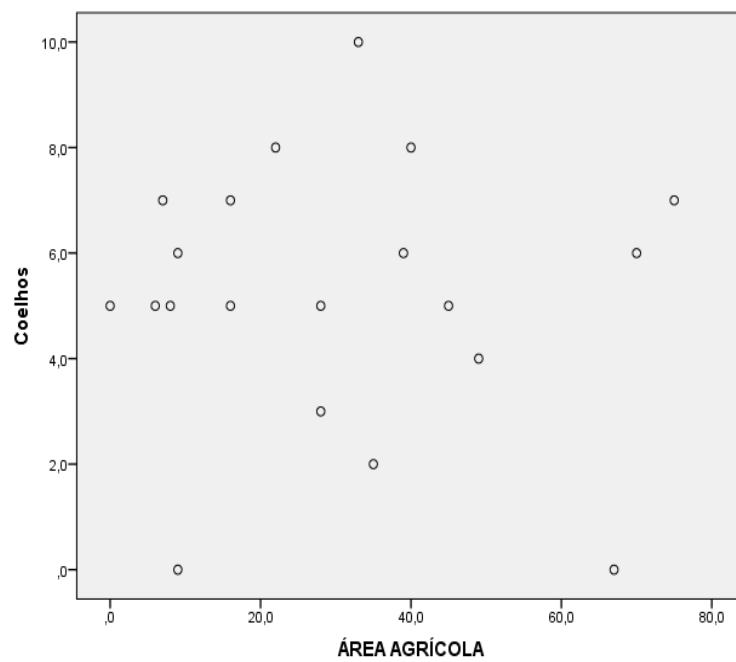
**Figura I.1 – Diagrama de correlação entre a Área Urbana e Industrial e a mortalidade total por segmento~**



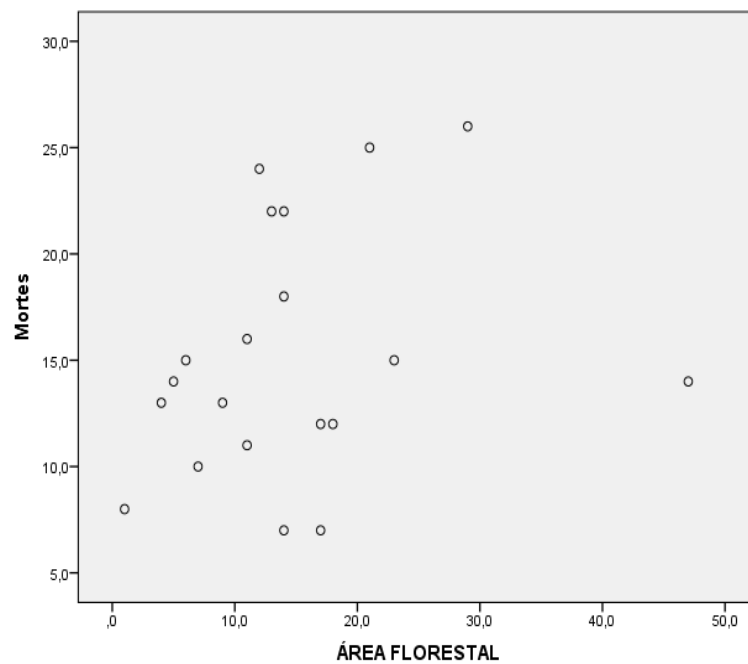
**Figura I.2- Diagrama de correlação entre a Área Urbana e Industrial e a mortalidade de coelhos por segmento**



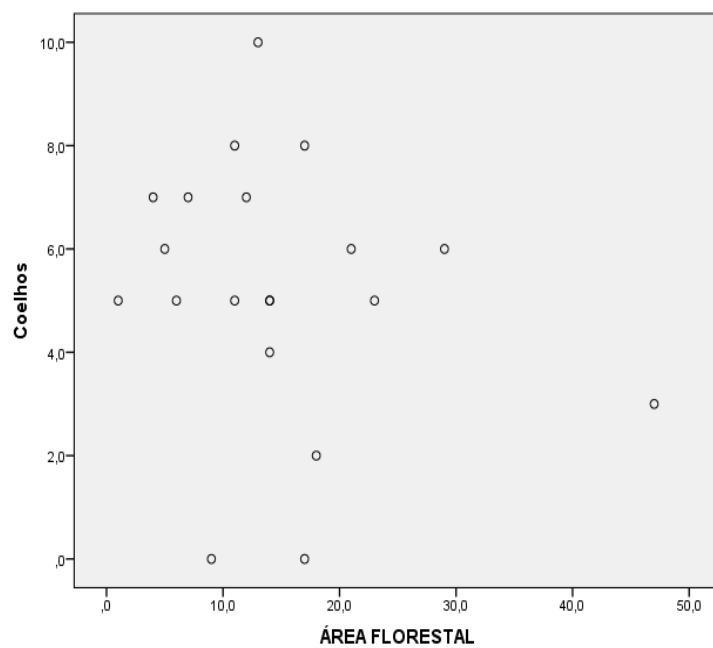
**Figura I.3 - Diagrama de correlação entre a Área Agrícola e a mortalidade total por segmento**



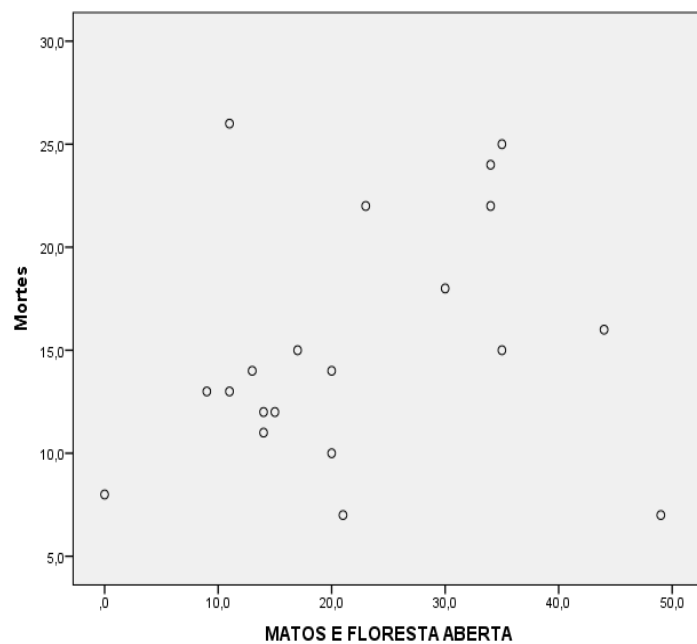
**Figura I.4- Diagrama de correlação entre a Área Agrícola e a mortalidade de coelhos por segment**



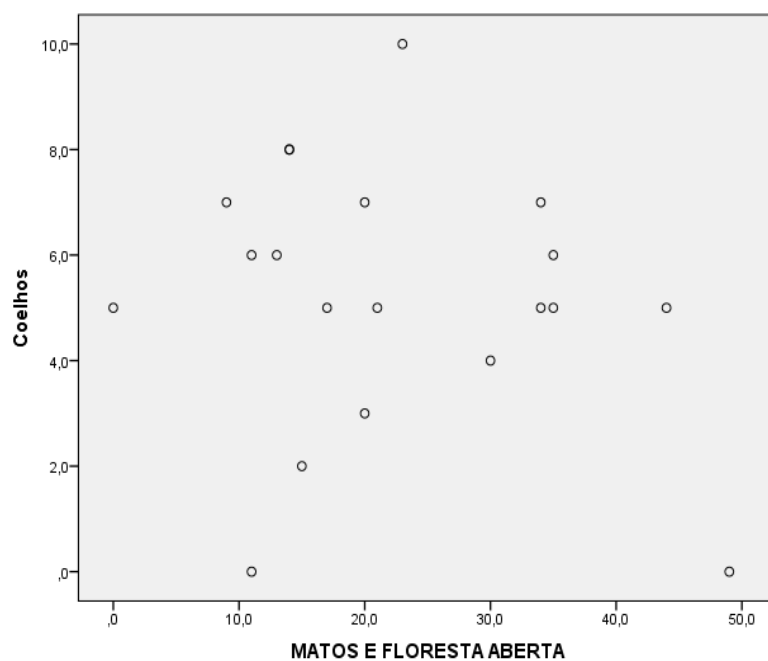
**Figura I.5 - Diagrama de correlação entre a Área Florestal e a mortalidade total por segmento**



**Figura I.6- Diagrama de correlação entre a Área Florestal e a mortalidade coelhos por segmento**



**Figura I.7 - Diagrama de correlação entre Matos/ Floresta aberta e a mortalidade total por segmento**



**Figura I.8 - Diagrama de correlação entre Matos/Floresta aberta e a mortalidade de coelhos por segmento**





**Figura I.9- Passagem agrícola no Km 11,5~**



**Figura I.10 - Passagem hidráulica Km 17,1**





**Figura I.11- Evidências de passagens abertas através da rede**



**Figura I.12- Evidências de passagens abertas através da rede**





**Figura I.13- Evidências de escavações nos taludes**



**Figura I.14- Evidências de escavações nos taludes**





Figura I.15- Separador central e barreiras acústicas

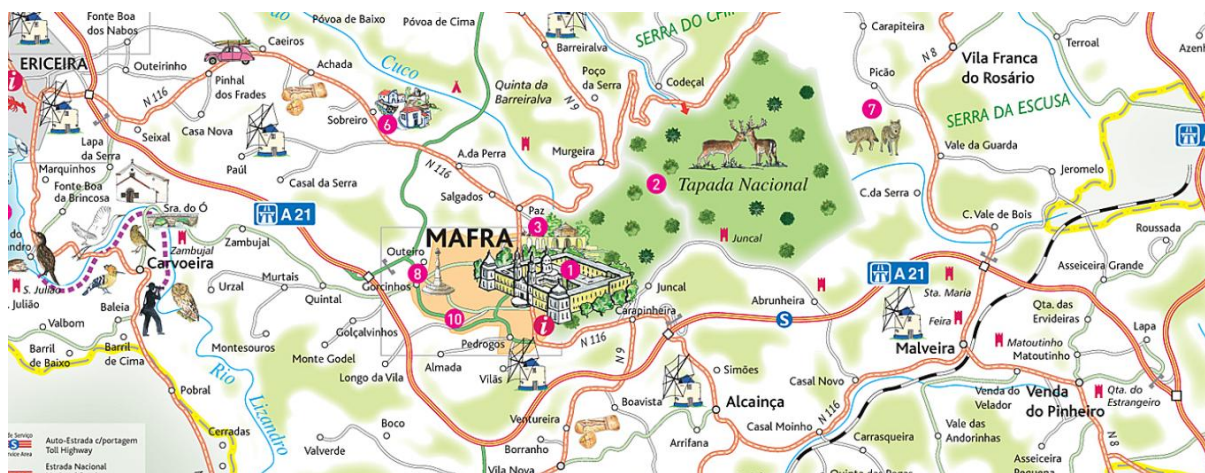


Figura I.16- Excerto do mapa do Concelho de Mafra com a localização da autoestrada A21



**Figura I.17- Exemplo de um túnel localizado na Alemanha (Fonte: Garcia, 2015)**



**Figura I.18- Exemplo de um viadutos localizados em Portugal que permitem a passagem da fauna (Fonte: Garcia, 2015)**



**Figura I.19- Exemplo de uma passagem para fauna superior localizada em Portugal (Fonte: Garcia, 2015)**





**Figura I.20- Exemplo de ecodutos em França e na Holanda que permitem a ligação através de um corredor verde (Fonte: Garcia, 2015)**



**Figura I.21- Exemplo de pontes hidráulicas localizadas em Portugal que permitem a ligação através do passadiço em betão que não fica molhado (Fonte: Garcia, 2015)**



**Figura I.22- Sinalização vertical utilizada nas estradas (Fonte: Garcia, 2015)**



**Figura I.23- Ceifas das bermas para aumentar a visibilidade e serem menos atrativas para a fauna (Fonte: Garcia, 2015)**





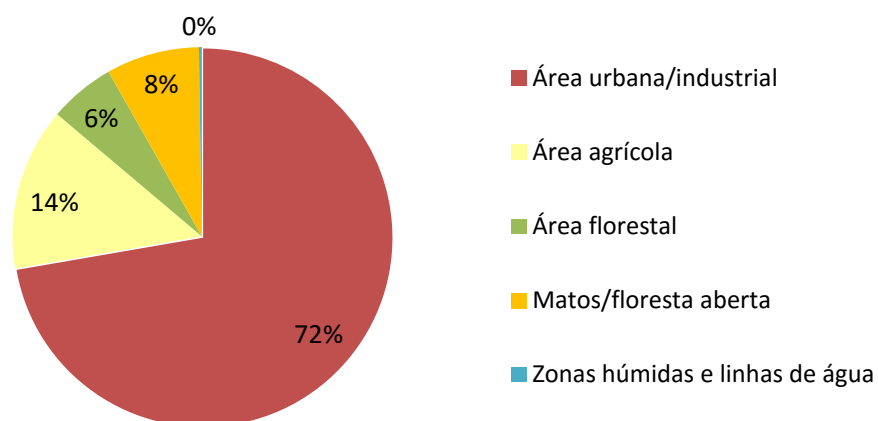
Registo da visita de campo		
		Observações:
Quilómetro 1	Total:16 Destaca-se uma raposa	PS- 1,150m Viaduto - 1,900m Barreira acústica no sentido Lisboa - Ericeira
Quilómetro 2	Total:25 entre os quais Cobras: 8 Coelhos:6 Matos/floresta aberta (35%) Área Urbana/ Industrial (27%) Área florestal (21%) Área agrícola (9%) zonas húmidas/ linhas de água(8%)	Houve furto da vedação mas já foi colocada novamente.
Quilómetro 3	Total:7 2 genetas	melro morto na berma
Quilómetro 4	Total:22 Cobras:4 Coelhos:5 Aves de rapina noturnas:2 Área urbana/ Industrial (36%) Matos/ floresta aberta (34%) Área agrícola (16%) Área florestal (14%)	PI- 4,480m PA- 4,150m  Zona de planície no sentido Ericeira-Lisboa
Quilómetro 5	Total:24 Cobras:8 Coelhos:7 Aves de rapina noturnas:3 Área urbana/ Industrial (38%) Matos/ floresta aberta (34%) Área agrícola (16%) Área florestal (12%)	PS- 5,100m PS- 5,560m com nó de estrada
Quilómetro 7	Total:26 Cobras:6 Coelhos:6 Rapinas:1 3 raposas 1 texugo 1 furão bravo Área agrícola (39%) Área florestal (29%) Área urbana/ Industrial (21%) Matos/ floresta aberta (11%)	PS- 7,620m  Barreiras acústicas em ambos os lados  Existência de viaduto e fetos na paisagem
Quilómetro 8	Total:12 Cobras:2 Coelhos:8 Rapinas:0 Área agrícola (40%) Área urbana/ Industrial (29%) Área florestal (17%) Matos/ floresta aberta (14%)	PA-8,200m PI- 8,370m  Linha de água - 8,600m

Quilómetro 9	Total:12 Cobras:5 Coelhos:2 Rapinas:0 1 javali Área agrícola (35%) Área urbana/ Industrial (32%) Área florestal (18%) Matos/ floresta aberta (15%)	PA- 9,100m
Quilómetro 11	Total:13 Cobras:2 Coelhos:0 Aves de rapina noturnas:4 1 raposa 1 geneta Área agrícola (67%) Área urbana/ Industrial (13%) Matos/ floresta aberta (11%) Área florestal (9%).	PA- 11,500m PI- 11,920m
Quilómetro 12	Total:13 2 raposas	PS-12,060m PS- 12,630m pouco trânsito, fica ao pé dos aerogeradores
Quilómetro 14	Total:15 2 raposas 3 sapos comuns	Viaduto - 14,400m Excelente passagem para a fauna
Quilómetro15	Total:18 1 geneta 8 sapos (7juntos)	PH- 15,150 m PS- 15,650 m
Quilómetro 16	Total:22 Cobras:2 Coelhos:10 Rapinas:0 1 geneta 1 texugo 1 furão bravo 1 sapo comum Predomina Área agrícola (33%) Área urbana/ Industrial (31%) Matos/ floresta aberta (23%) Área florestal (13%)	Imensa vegetação Barreira acústica (16,700-17,000m sentido Lisboa -Ericeira)  Vedação bem esticada Meia encosta 16,600 m PH com declive muito acentuado
Quilómetro 17	Total:7 1 raposa	PH- 17,100 m escura com diâmetro 1,20m
Quilómetro 18	Total:11 Cobras:3 Coelhos:7 Área urbana/ Industrial (53%) Área agrícola (22%) Matos/ floresta aberta (14%) Área florestal (11%)	PI- 18,740m  18,550- melro na berma

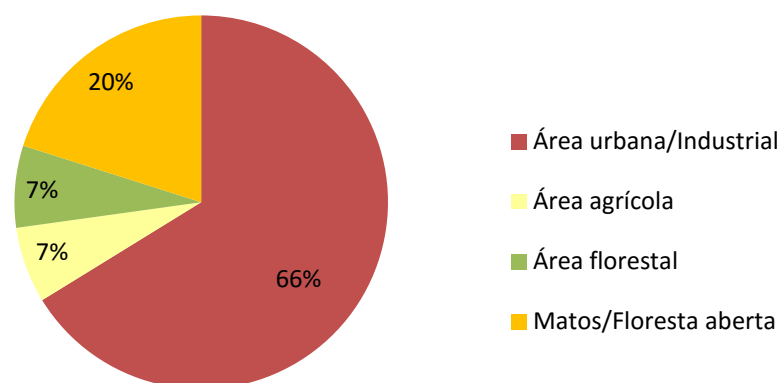
## **Anexo II**

### **Habitats existents na A21**

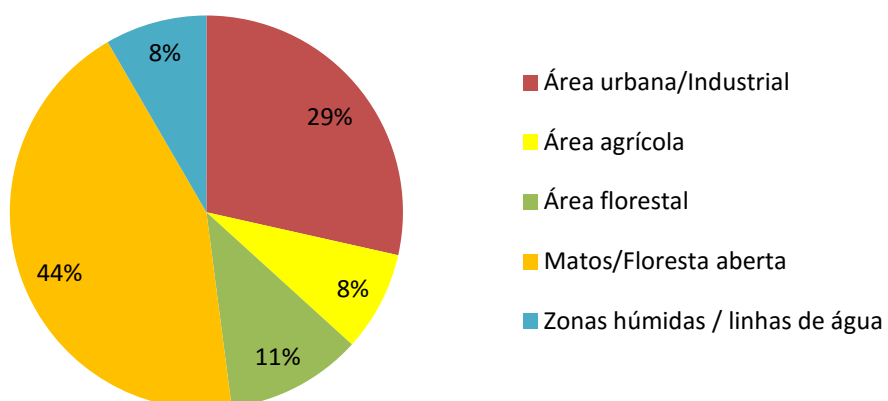




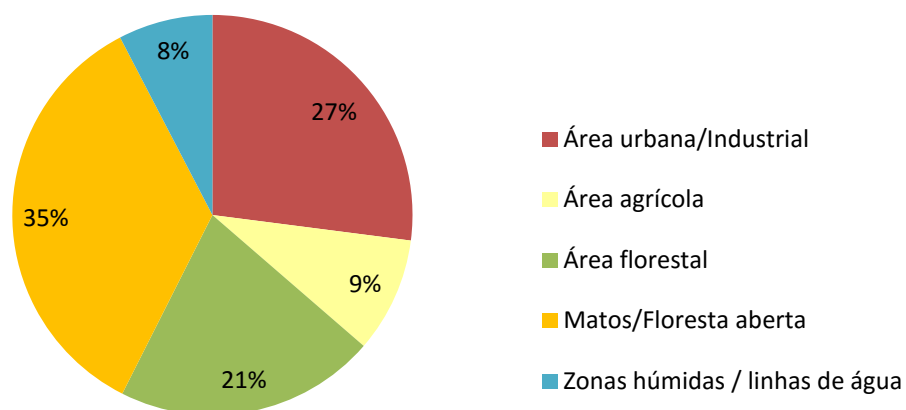
**Figura II.1- Percentagem de habitats ocorrentes em torno da A21 (na totalidade dos segmentos).**



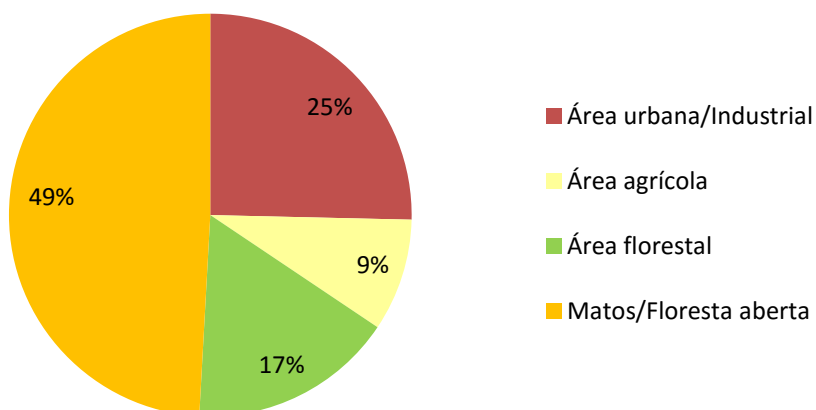
**Figura II.2-Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 0-1 da A21**



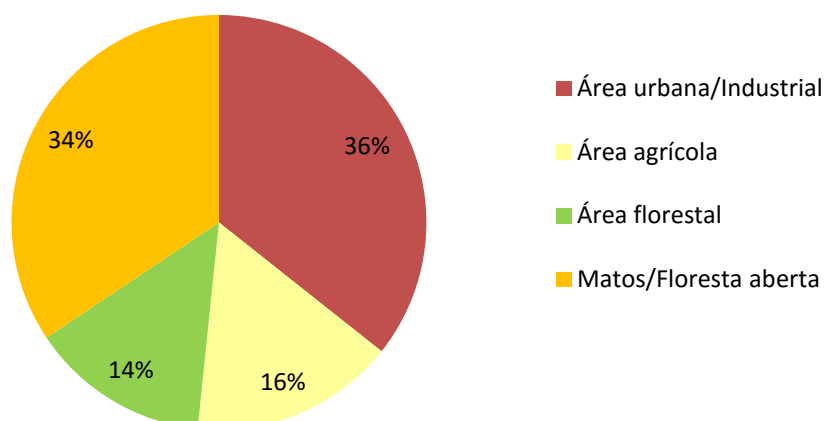
**Figura II.3- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 1-2 da A21**



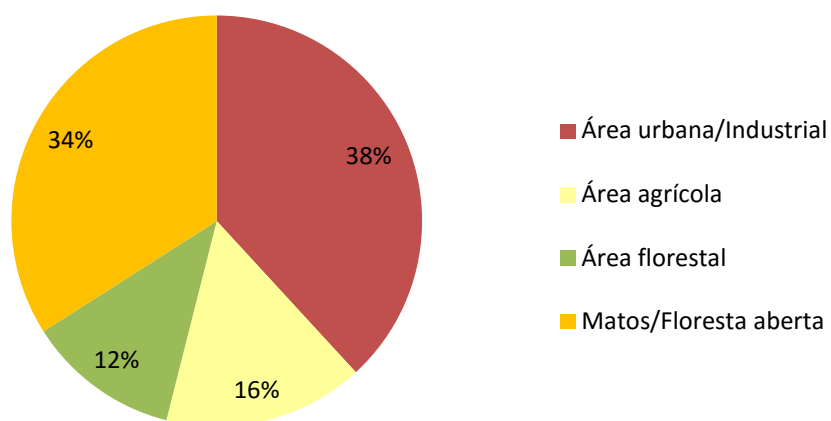
**Figura II.4- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 2-3 da A21**



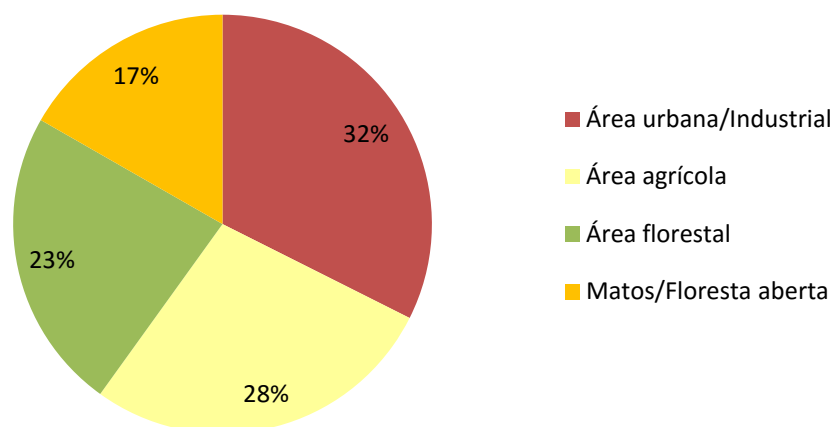
**Figura II.5- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 3-4 da A21**



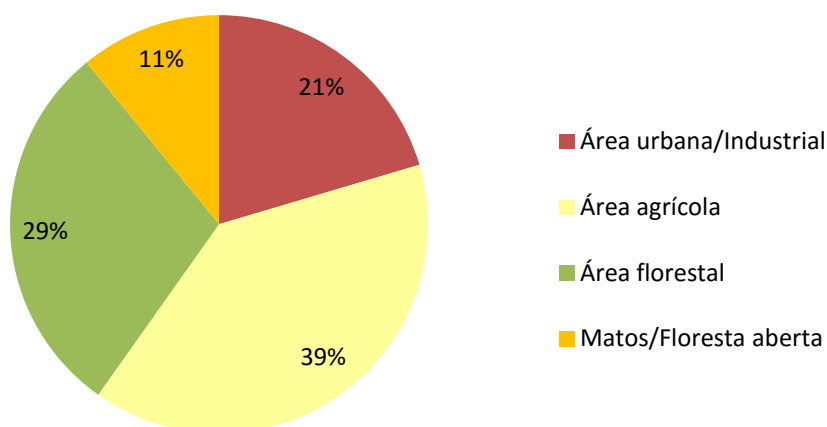
**Figura II.6- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 4-5 da A21**



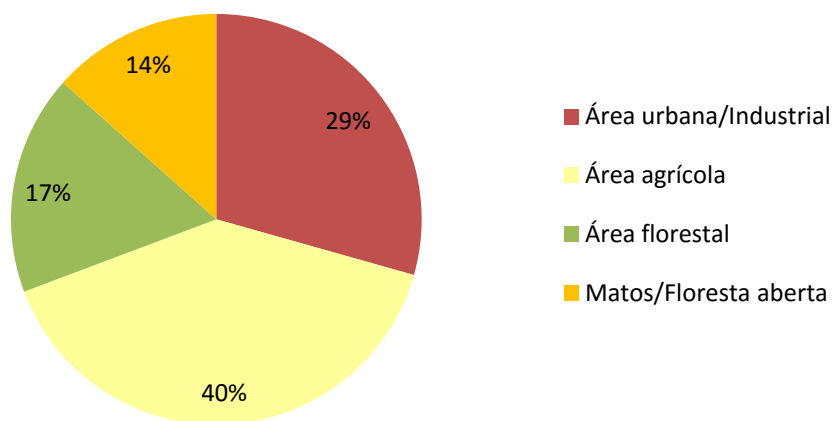
**Figura II.7- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 5-6 da A21**



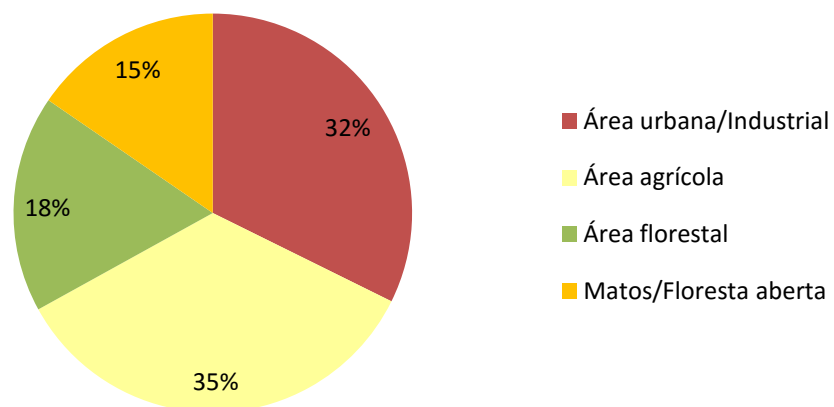
**Figura II.8- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 6-7 da A21**



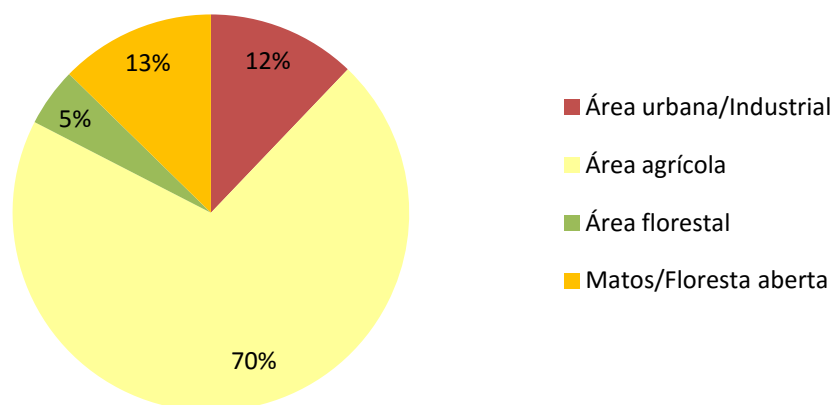
**Figura II.9- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 7-8 da A21**



**Figura II.10- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 8-9 da A21**

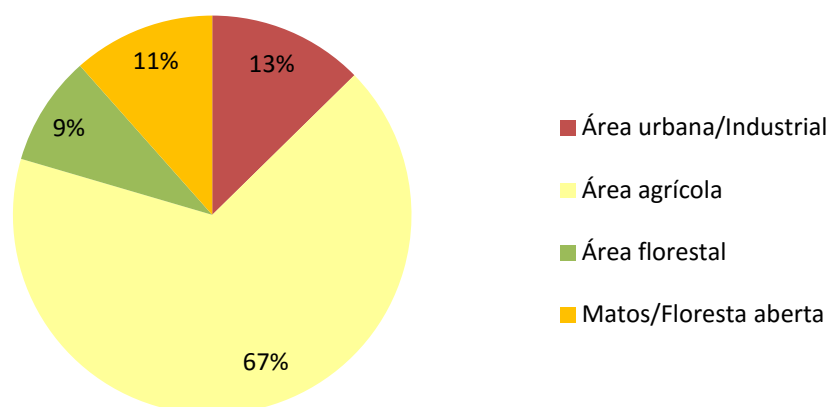


**Figura II.11- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 9-10 da A21**

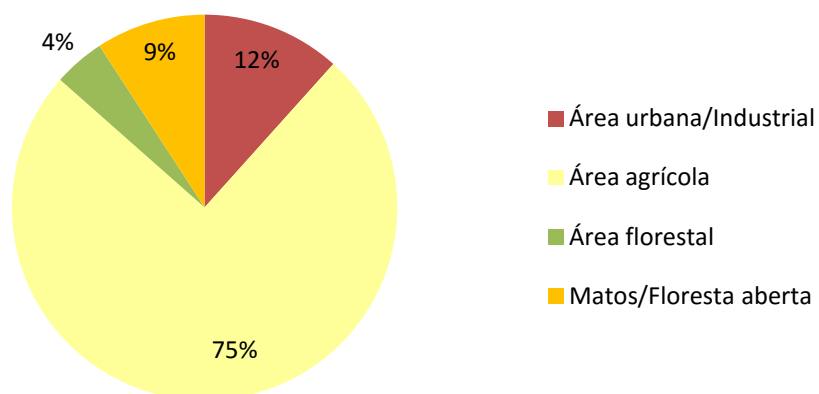


**Figura II.12- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 10-11 da A21**

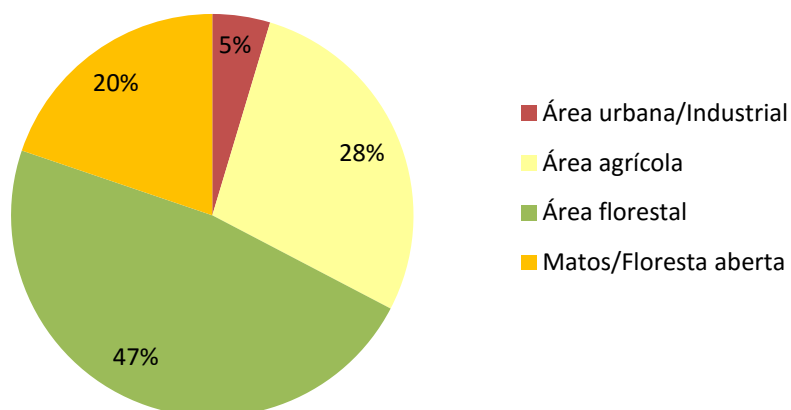




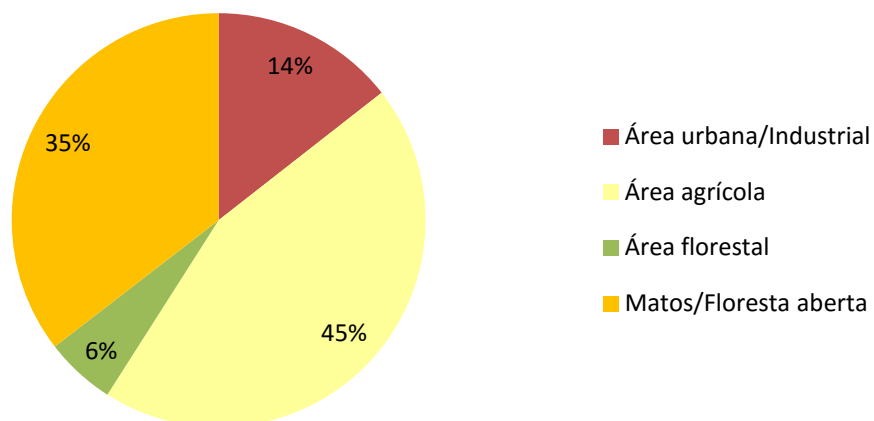
**Figura II.13- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 11-12 da A21**



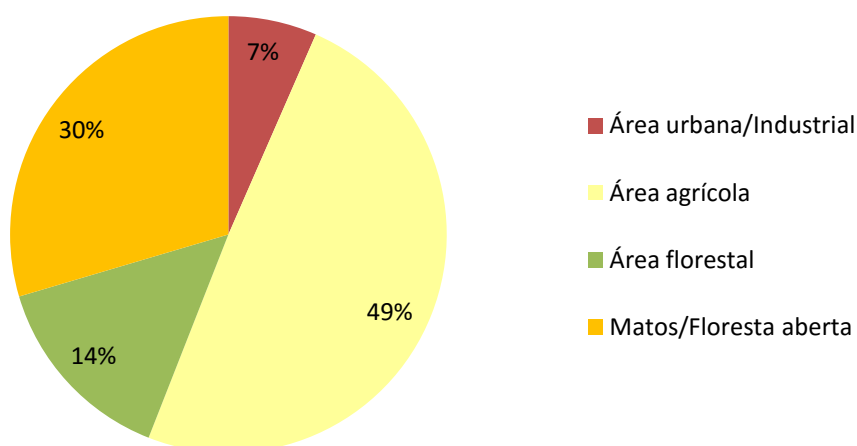
**Figura II.14- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 12-13 da A21**



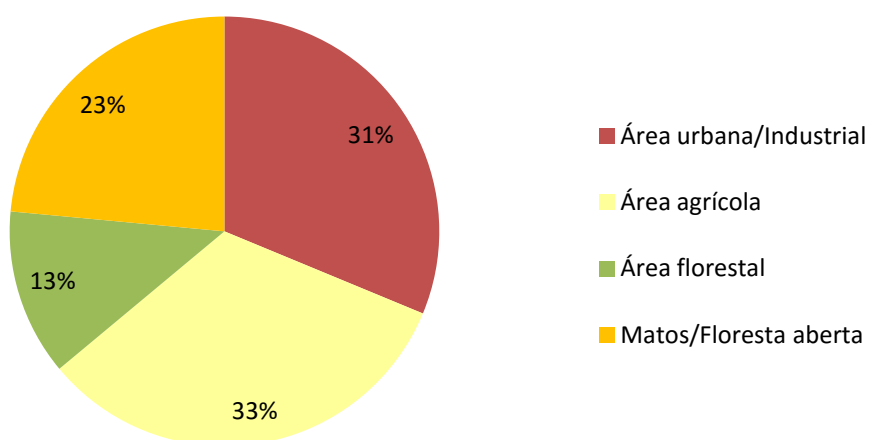
**Figura II.15- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 13-14 da A21**



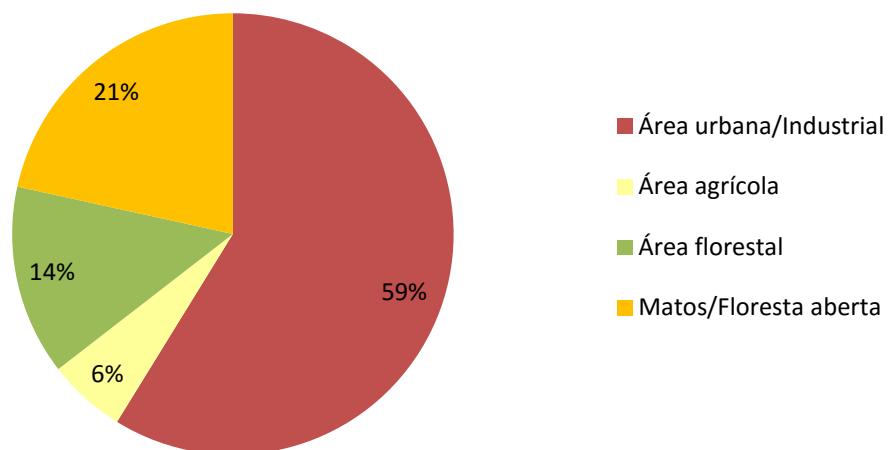
**Figura II.16- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 14-15 da A21**



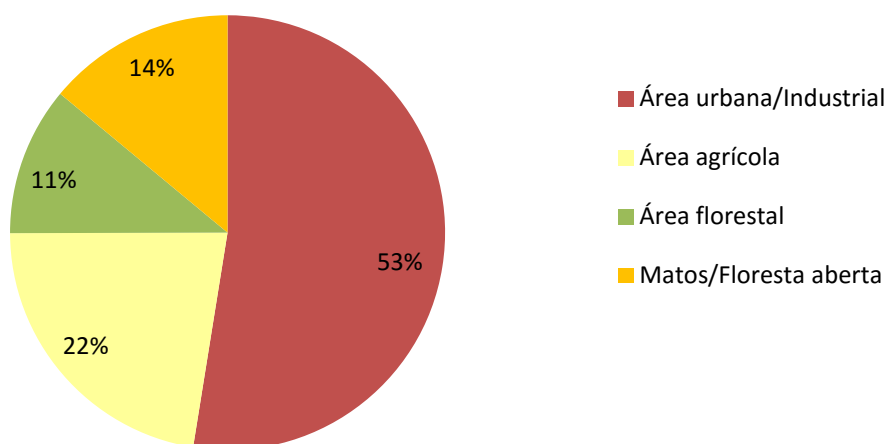
**Figura II.17- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 15-16 da A21**



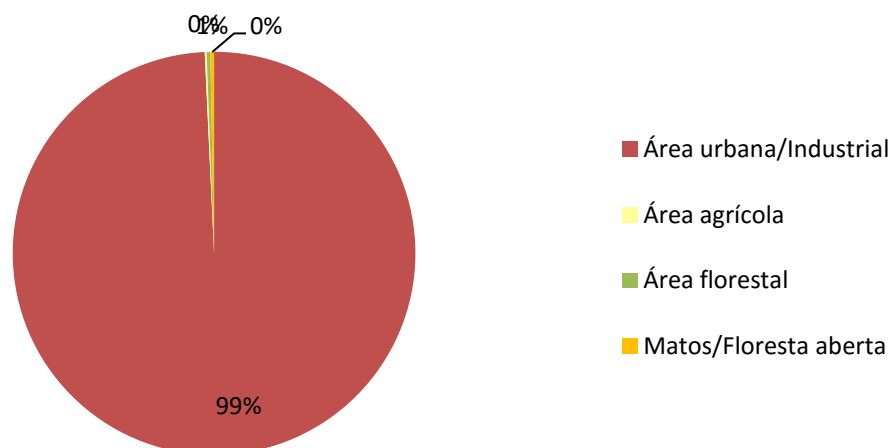
**Figura II.18- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 16-17 da A21**



**Figura II.19- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 17-18 da A21**



**Figura II.20- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 18-19 da A21**



**Figura II.21- Percentagem de habitats ocorrentes em torno do segmento 19-20 da A21**

